

Pro gradu -tutkielma
Maantiede
Luonnonmaantiede

Polkujen kulumiseen vaikuttavat tekijät Sipoonkorvessa

Emma Ilkka

2014

Ohjaaja:
Miska Luoto

HELSINGIN YLIOPISTO
GEOTIETEIDEN JA MAANTIETEEN LAITOS
MAANTIETEEN OSASTO

PL 64 (Gustaf Hällströmin katu 2)
00014 Helsingin yliopisto

HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET – UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion – Faculty/Section		Laitos – Institution – Department	
Tekijä – Författare – Author			
Työn nimi – Arbetets titel – Title			
Oppiaine – Läroämne – Subject			
Työn laji – Arbetets art – Level		Aika – Datum – Month and year	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Sisällysluettelo

1. Johdanto	3
2. Matkailu ja ympäristö	4
3. Aikaisempi retkeilyekologinen tutkimus	5
3.1. Havaitut vaikutukset	7
3.2. Kulumisen fysikaalinen perusta	9
3.3. Kasvillisuus	10
3.3.1. Korkeus	10
3.3.2. Morfologia ja lajikoostumus	11
3.3.3. Kasvillisuuspeitto, biomassa ja fertiliteetti	14
3.3.4. Toipumiskyky	16
3.4. Maaperä	17
3.4.1. Kasvillisuus ja karikekerros	17
3.4.2. Maaperän tiivistyminen	19
3.4.3. Eroosio	21
3.5. Rinne	22
3.6. Kävijämäärä	24
3.7. Retkeilyrakenteet	26
3.8. Eri kulkumuodot	26
3.8.1. Hevonen	26
3.8.2. Moottoripyörä	27
3.8.3. Maastopyörä	27
4. Tutkimusalue	28
5. Tutkimusmenetelmät	31
5.1. Tutkimusaineisto	31
5.2. Tilastolliset menetelmät	35
6. Tulokset	37
6.1. GLM -mallit	41
6.2. GAM -mallit	46
6.3. Hierarkkinen ositus	50
6.4. Polkumallit	51

7. Pohdinta	53
7.1. Polkujen kulumisen huomioiminen hoitosuunnitelmissa	57
7.2. Mahdolliset virhelähteet	60
8. Yhteenveto ja jatkotutkimusaiheita	61
9. Lähteet	63
10.Liitteet	73

1. Johdanto

Luonnossa liikkuminen on ollut osa ihmiselämää jo esihistoriallisista ajoista alkaen. Erikseen suoritettava aktiviteetti siitä on tullut vasta kaupungistumisen myötä 1700- ja 1800-luvuilla, jolloin ihmisten luontosuhde alkoi murtua ja villistä luonnosta muodostui uudenlainen ihailun ja intohimon kohde, pakopaikka turvalliseen ja onnelliseen menneisyyteen (Kostiainen ym. 2004). Varsinainen luontomatkailun kehitys alkoi 1800-luvun puolivälissä Yhdysvalloissa, jossa perustettiin vuonna 1872 maailman ensimmäinen luonnonpuisto Yellowstone. 1900-luvun alussa autoilukulttuurin kehittyminen mahdollisti yhä pidemmät matkat kaupunkien ulkopuolelle ja toi mukanaan mm. leirintäaluematkailun. Viime vuonna pelkästään Yhdysvalloissa yli 270 miljoonaa ihmistä vieraili maan kansallispuistoissa (National Park Service 2014).

Kasvaneiden kävijämäärien myötä ovat kasvaneet myös ympäristöongelmat. Näistä näkyvimpiä on ympäristön kulumisen erityisesti poluilla ja leirintäalueilla. Kulumisen aiheuta haittaa vain ympäristölle, vaan se heikentää myös retkeilijöiden mahdollisuuksia nauttia ympäröivistä luonnonmaisemista. Jotta kansallispuistot voivat tulevaisuudessakin turvata luonnon monimuotoisuutta sekä tarjota ihmisille mahdollisuuden nauttia ja rentoutua luonnossa, ympäristöongelmille on pyrittävä löytämään kestäviä ratkaisuja. Tämä tutkimus pyrkii omalta osaltaan tuomaan aiheeseen lisävalaistusta selvittämällä polkujen kulumiseen vaikuttavia tekijöitä Sipoonkorven alueella.

Sipoonkorpi muodostaa oivallisen tutkimuskohteen, sillä se on pääkaupunkiseudun kupeessa sijaitseva lähivirkistysalue, johon kohdistuu suuri kävijäpaine: kansallispuiston alueella kävijöitä oli vuonna 2011 75 500 ja vuonna 2013 jo 96 400 (Metsähallitus 2014a, 2014b). Sipoonkorven kansallispuiston perustaminen on lisännyt painetta retkeilyreittien ja -palveluiden lisäämiselle ja kehittämiselle. Koska palvelurakenteet ovat tällä hetkellä vähäisiä, niiden suunnitteluun ja sijoittamiseen voidaan vielä tehokkaasti vaikuttaa. Tämä tutkimus hyödyntää 387 mittauspisteen aineistoa, jossa polkujen leveyttä ja syvyyttä verrataan rinnekaltevuuteen, metsätyyppiin, maalajiin ja kävijämääriin hyödyntäen yleistettyjä lineaarisia malleja, yleistettyjä additiivisia malleja sekä hierarkkista ositusta. Useimmissa aikaisemmissa tutkimuksissa on keskitytty yksittäisten muuttujien vaikutukseen ja hyvin harvoissa tutkimuksissa on selvitetty useiden eri muuttujien suhteellista vaikutusta polkujen kulumiseen, mikä tekee tästä tutkimuksesta poikkeuksellisen. Saatujen tulosten perusteella pyritään vastaamaan kolmeen tutkimuskysymykseen:

- 1) mitkä muuttajat vaikuttavat polkujen kulumiseen?
- 2) vastaavatko saadut tulokset muussa kirjallisuudessa esitetyjä tuloksia?
- 3) miten tulokset tulisi ottaa huomioon Sipoonkorven suunnittelussa?

2. Matkailu ja ympäristö

Matkailun ympäristövaikutukset vaihtelevat paikallisista globaaleihin ja välittömästi havaittavista pitkällä aikavälillä vaikuttaviin. Arviolta viidesosa maailmanlaajuisesta matkailuteollisuudesta nojaa vahvasti erilaisten luonnonympäristöjen hyödyntämiseen (Buckley 2009). Buckley (2011) jakaa luonnonympäristöä hyödyntävän matkailun neljään osa-alueeseen: massaturismiin, seikkailuturismiin sekä hävittävään (eng. *consumptive*) ja ei-hävittävään (eng. *nonconsumptive*) matkailuun. Massaturismissa luonnonympäristö toimii yleensä matkailijoiden leikkikenttänä, josta tärkeimpinä esimerkkeinä ovat laskettelu- ja rantalomailu. Seikkailuturismissa luonnonympäristö tarjoaa matkailijoille ennen kaikkea jännitystä ja varsinaisella luonnon tarkkailulla on pienempi merkitys. Hävittävällä matkailulla tarkoitetaan urheilumetsästystä ja -kalastusta. Ei-hävittävä matkailu puolestaan viittaa kaikenlaisiin aktiviteetteihin, jotka sisältävät eläinten tai kasvien tarkkailua ja maisemien ihailua.

Eri matkailun osa-alueilla on laadultaan ja mittakaavaltaan hyvinkin erilainen vaikutus ympäristöön. Vaikutukset vaihtelevat matkustuksen, majoituksen ja aktiviteettien osalta; erämaa-, maaseutu- ja kaupunkikohteiden välillä; sekä ilmaston, maaston ja ekosysteemien kannalta (Buckley 2011). Kaupunkihotellin ja keskellä metsää sijaitsevan ekomökin sähkön ja veden kulutuksessa ja toisaalta syntyneiden jätteiden määrässä ja käsittelyssä on huomattava ero. Kaupunkialueiden ulkopuolella matkailun paikalliset vaikutukset näkyvät esimerkiksi kasvillisuuden raivaamisessa ja elinympäristöjen häviämisessä (Rolando ym. 2007; Bearer ym. 2008; Negro ym. 2010), ilman ja veden saastumisessa, sekä äänien, valojen ja ihmisten läsnäolon villieläimille aiheuttamassa stressissä (Harewood ja Horrocks 2008; Thiel ym. 2008). Matkailulle oleellisen infrastruktuurin, kuten teiden, rakentaminen vaikeuttaa eläinten vaeltamista (Todd ym. 2009) ja tiellä sekä tien ulkopuolella liikkuvat ajoneuvot tappavat eläimiä, aiheuttavat melua ja romahduttavat eläinten kaivamia käytäviä (Buckley 2009; Sanecki ym. 2006; Barthelmess ja Brooks 2010; Taylor ja Goldingay 2010). Vaikeammin havaittaviin vaikutuksiin kuuluvat uusien patogeenien ja tulokaslajien leviäminen alueelle matkailijoiden mukana (Buckley 2009).

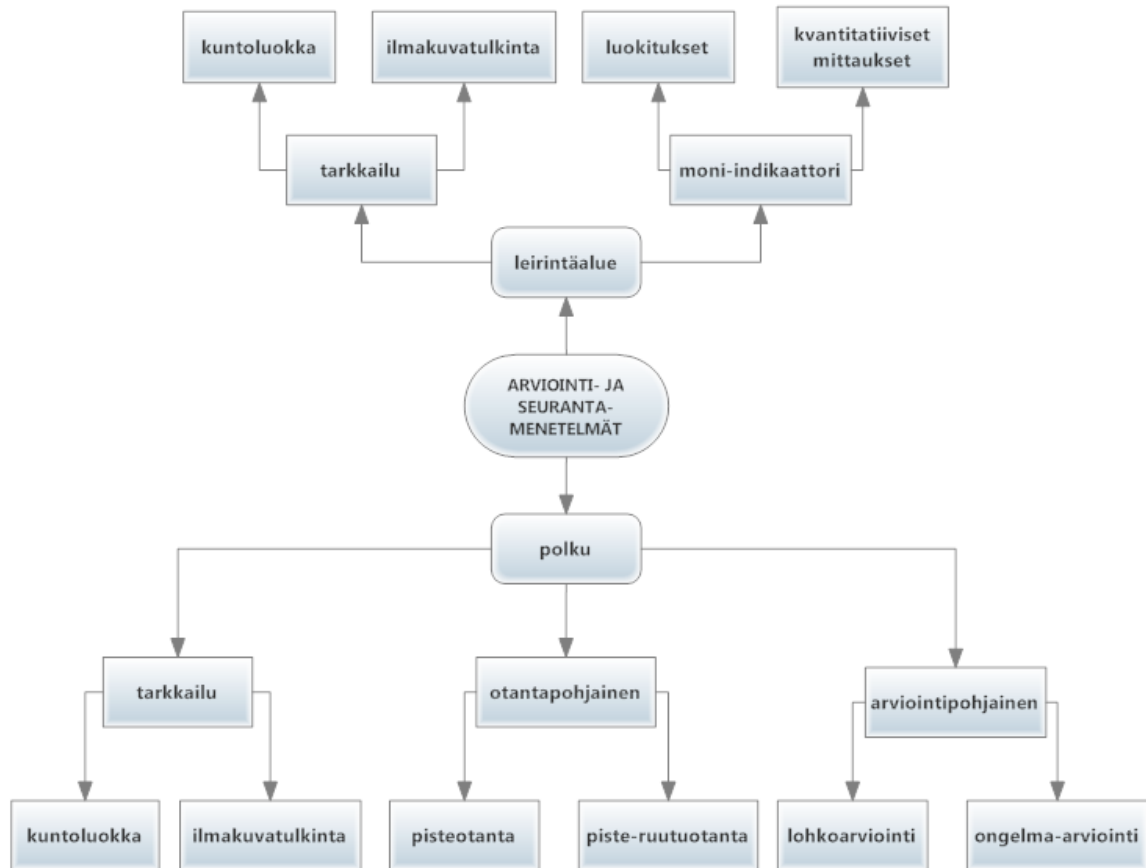
3. Aikaisempi retkeilyekologinen tutkimus

Tieteenala joka tutkii, arvioi ja seuraa kävijöiden aiheuttamia vaikutuksia luonnontilaisilla alueilla, yleensä suojelualueilla, tunnetaan englanniksi nimellä recreation ecology (kirjaimellisesti ”virkistys ekologia”). En osaa sanoa onko kyseisellä termillä virallista suomennosta, joten käytän tässä yhteydessä omaa käännöstäni ”retkeilyekologia”. Retkeily sanana kuvaa mielestäni tutkimusalan sidonnaisuutta retkeilyalueilla tapahtuviin muutoksiin virkistys -sanaa paremmin, tosin kaikkea luonnossa tapahtuvaa liikkumista ei välttämättä kuvailla retkeilyksi. Joka tapauksessa termi on tässä yhteydessä käyttökelpoinen.

Liddle (1997:3) mainitsee yhdeksi varhaisimmista retkeilyekologisista tallenteista Stillingfleetin (1759) kirjoituksen, jossa kyseinen henkilö laittaa merkille kylänurmikan esiintymisen kävelypoluilla Malvern Hillseillä Englannissa. Koska ympäröivän alueen maalajit ovat hyvin happamia, tallaamisen on täytynyt muuttaa olosuhteita kyseiselle kasville sopivimmiksi. Varsinainen retkeilyekologinen tutkimus alkoi 1920–30 luvuilla Braun-Blanquetin (1928), Meinecken (1928) ja Batesin (1935, 1938) myötä. Kuitenkin vasta 1960–80 luvuilla retkeilyekologian tutkimus alkoi saavuttaa laajaa suosiota, yhtä matkaa retkeilyn suosion kasvun kanssa. Ensimmäisiä tutkijoita, jotka alkoivat systemaattisesti tutkia retkeilyn ekologisia vaikutuksia, olivat ainakin Bayfield (1971b), Liddle (1973) ja Cole (1978). Suomessa Kellomäki (1973) sekä Kellomäki ja Saastamoinen (1975) tutkivat tallaamisen vaikutuksia metsäkasvillisuuteen. Ajan myötä tutkimusmetodien määrä on laajentunut yksinkertaisesta kvalitatiivisesta kuvailusta kontrolloituihin laboratoriokeiksiin ja tärkeiksi tutkimuskysymyksiksi ovat nousseet vaikutuksen laatu, voimakkuus ja merkityksellisyys; kävijämäärien ja vaikutuksen intensiteetin suhde; ongelmaan vaikuttavat tekijät; tilanteen mahdollinen paraneminen/huononeminen ajan myötä; ongelmaa ehkäisevien menetelmien tehokkuus; ja keinot tutkimusmenetelmien parantamiseksi (Leung ja Marion 2000). Aikaisempi tutkimus on painottunut kasvillisuuden ja maaperän tutkimiseen ja vähemmän ilmeiset vaikutukset, jotka kohdistuvat esim. vedenlaatuun, maaperän mikrobiyhteisöihin ja eläinten fysiologiaan ovat jääneet vähälle huomiolle. Myös retkeilyn epäsuorat vaikutukset sekä spatiaaliset, ajalliset ja ekologiset skaalat ovat jääneet aikaisemmassa tutkimuksessa sivuosaan.

Retkeilyn ekologisia vaikutuksia on tutkimuksissa lähestytty kahdesta eri suunnasta: analyttisestä ja kokeellisesta (Liddle 1975a). Analyttinen lähestymistapa tutkii valmiiksi

kuluneita polkuja ja niitä ympäröivää näennäisen koskematonta kasvillisuutta. Perusolettamuksina on että koko alue oli homogeeninen ennen polkujen syntyä, ympäröivä kasvillisuus on häiriintymätöntä eikä ympäristössä ole tapahtunut kokonaisvaltaisia muutoksia polun ilmestymisen jälkeen. Kokeellisissa tutkimuksissa on puolestaan valittu häiriintymätön alue, johon on rajattu erilliset kontrolli- ja tallausalueet. Toisin kuin analyyttisissä tutkimuksissa, tallauskertojen määrä on tarkasti tiedossa. Cole (1987b, sit. Leung ja Marion 2000) puolestaan tuo esiin neljä pääsuuntausta, joista kahden ensimmäisen voi katsoa kuuluvan analyyttiseen tutkimukseen ja kahden muun kokeelliseen tutkimukseen. *Retkeilyalueiden kuvailevassa tarkastelussa* arvioidaan leirintäalueiden ja polkujen nykytilaa erilaisten estimaattien ja mittausten avulla. *Häiriintymättömien ja häiriintyneiden alueiden vertailussa* verrataan keskenään retkeilyalueita ja viereisiä häiriintymättömiä kontrollialueita vaikutuksen laajuuden selvittämiseksi. *Luonnollisissa ennen- ja-jälkeen -kokeissa* mittaukset suoritetaan ennen ja jälkeen leirintäalueen avaamisen/sulkemisen tai hoitotoimenpiteiden aloittamisen, jotta voidaan selvittää toimenpiteiden vaikutus alueeseen. *Simuloiduissa ennen-ja-jälkeen -kokeissa* mittaukset suoritetaan ennen kokeellisten suoritusten (esim. tallaamisen) aloittamista ja niiden jälkeen, jotta suoritusten vaikutus saataisiin selville. Suoritukset ovat tarkasti määriteltyjä (esim. tallauskertojen määrä ja intensiteetti). Näiden neljän pääsuuntauksen sisältä löytyy vielä tarkemmin määriteltyjä tutkimusmenetelmiä, jotka vaihtelevat ilmakuvatulkinnasta indikaattorien luokitteluun ja piste/ruutu/lohkoaineistoihin (kuva 1). Tarkempi esittely löytyy Leungin ja Marionin (2000) kirjoittamasta katsauksesta.



Kuva 1. Retkeilyekologisessa tutkimuksessa käytetyt arviointi- ja seurantamenetelmät (mukaillen Leung ja Marion 2000).

Tämä tutkimus on luonteeltaan analyttinen ja lähimpänä kuvailevaa tarkastelua, koska erillisiä kontrollialueita ei käytetä. Leungin ja Marionin (2000) jaottelussa se kuuluu pisteotanta –menetelmiin, jossa polulta valitaan yksittäisiä pisteitä mittausten suorittamiseen.

3.1. Havaitut vaikutukset

Retkeilyn aiheuttamat suorat ja epäsuorat ekologiset vaikutukset voidaan jakaa neljään luokkaan sen mukaan, mihin vaikutukset kohdistuvat: eläimiin, kasvillisuuteen, maaperään sekä vesistöihin (kuva 2). Aikaisempien tutkimusten perusteella näitä vaikutuksia ovat (osittain Leung ja Marion (2000) ja Pickering ym. (2010) mukaan):

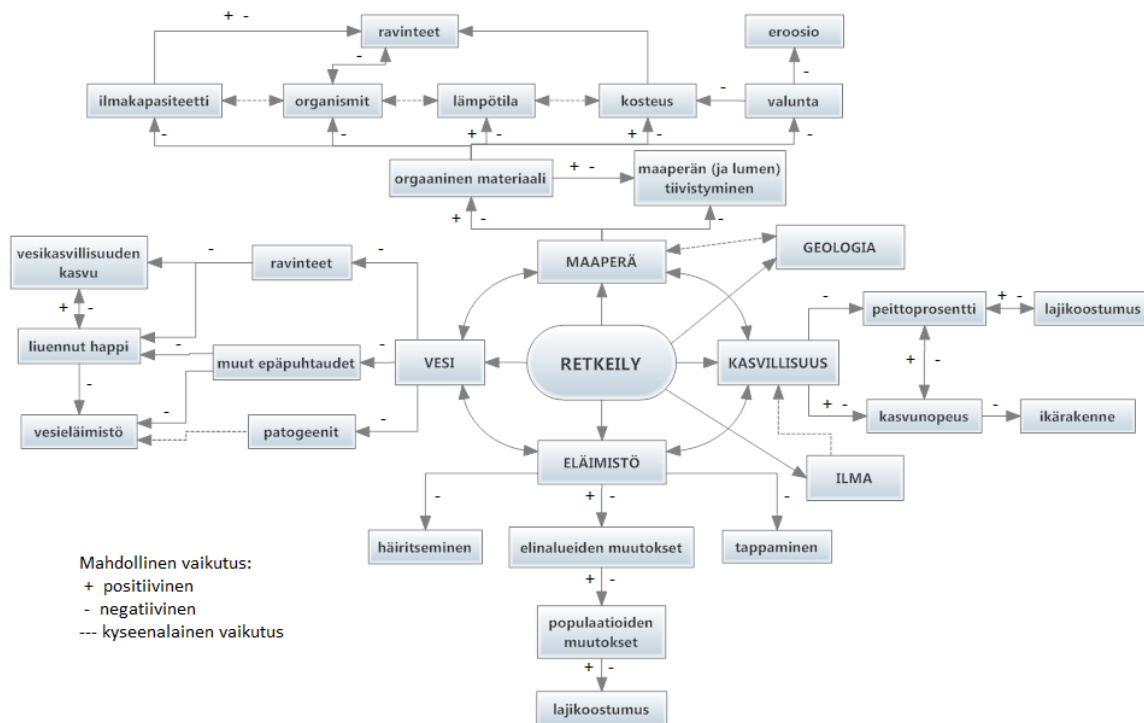
Kasvillisuus: kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyden väheneminen; muutokset lajikoostumuksessa; lajirunsaudessa ja korkeudessa; puunrunkojen vahingoittuminen; tulokaslajien ilmestyminen; puiden ja pensaiden väheneminen

Maaperä: tiivistyminen; orgaanisen ja mineraalikerroksen häviäminen; imeyntäkyvyn, kosteuden ja huokoisuuden heikkeneminen; pintavalunnan ja eroosion lisääntyminen,

muutokset maaperän rakenteessa ja vakaudessa, massatiheyden ja läpäisemisvastuksen kasvu

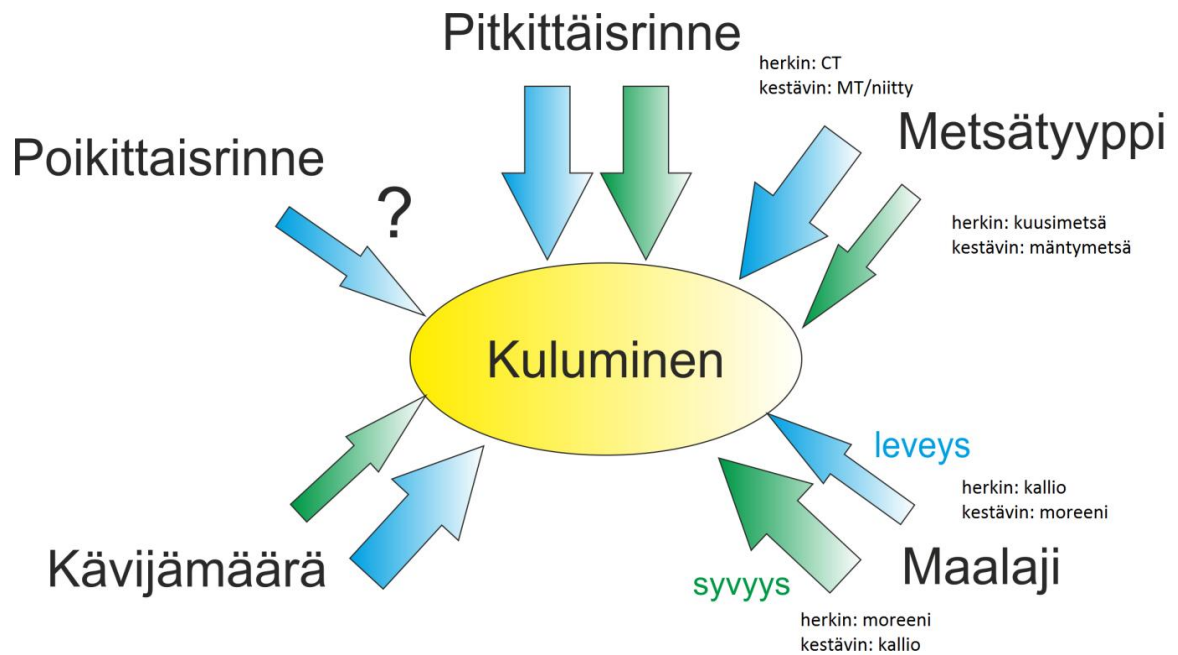
Eläimistö: elinympäristöjen muutokset ja katoaminen; tulokaslajien ilmestyminen; eläinten häiriintyminen ja siirtyminen pois ravinnon, juomaveden ja suojan luota; muutokset käyttäytymisessä ja lajikoostumuksessa; terveyden ja lisääntymisnopeuden heikkeneminen; lisääntynyt kuolleisuus

Vesistöt: tulokaslajien ilmestyminen; sameuden, ravinnemäärien ja patogeenien lisääntyminen; muutokset lajikoostumuksessa ja veden laadussa; akvaattisten ekosysteemien terveyden heikkeneminen; liiallinen levän kasvu



Kuva 2. Retkeilyn ympäristövaikutukset. Positiiviset vaikutukset ovat ympäristön kannalta suotuisia, negatiiviset vaikutukset epäsuotuisia (mukaillen Wall ja Wright 1977).

Tämä tutkimus keskittyy maaperään ja kasvillisuuteen kohdistuviin ympäristövaikutuksiin, joita käsitellään tarkemmin seuraavissa kappaleissa. Tutkimuksessa käytettyjen selittävien muuttujien vaikutus kulumiseen aikaisempien tutkimusten perusteella on esitetty kuvassa 3.



Kuva 3. Poikittäisrinteen, pitkittäisrinteen, metsätyypin, maalajin ja kävijämäärien vaikutus polkujen leveyteen ja syvyyteen aikaisempien tutkimusten perusteella. Vierekkäiset nuolet kuvaavat kunkin muuttujan suhteellista vaikutusta leveyteen ja syvyyteen, eikä muuttujia ole tarkoitettu verrata toisiinsa. Sen sijaan vertaamalla muuttujia kuvan 31 vastaaviin muuttujiin näkee aikaisemmissa ja tässä tutkimuksissa saatujen tulosten eroavaisuudet. Poikittäisrinteen vaikutuksesta syvyyteen ei ole tullut vastaan aikaisempaa tutkimustietoa.

3.2. Kulumisen fysikaalinen perusta

Kasvillisuuden ja maaperän kulumisen perustuu kuluttajan, kuten ihmisen, eläimen tai ajoneuvon, kasvillisuuteen ja maaperään kohdistamiin staattisiin ja aktiivisiin voimiin. Staattisella voimalla viitataan paikallaan olevan ihmisen, eläimen tai ajoneuvon maaperään aiheuttamaan paineeseen, joka mitataan jakamalla paino maahan koskettavalla pinta-alalla (g cm^{-2}). Seisovan ihmisen aiheuttama paine on noin 160–1000 g cm^{-2} riippuen henkilön painosta ja käytetyistä jalkineista (Canaway 1976; Liddle 1973, sit. Liddle 1997:10). Maastomootoripyörällä vastaava luku on 2008 g cm^{-2} (Eckert ym. 1979, sit. Liddle 1997:10) ja maastoautolla 1550–2240 g cm^{-2} (Slaughter ym. 1990; Liddle 1997:10) riippuen käytetyistä renkaista ja kyydissä olevien matkustajien / tavarain määrästä. Ratsastajan ja kengitetyn hevosen yhdessä aiheuttama paine on 1282 tai 4380 g cm^{-2} (Liddle 1997:10), riippuen siitä osuuko hevosen koko kavio maahan vai pelkästään kenkäosa. Yleisesti ottaen kulkuneuvolla tai eläimen kyydissä liikkuva ihminen aiheuttaa 5-10 kertaa kovemman paineen kuin kävelijä (Liddle 1997:8).

Staattinen voima ei kuitenkaan kerro kaikkea kulutusvaikutuksesta. Ihmisen, eläimen tai kulkuneuvon liikkuessa aktiiviset voimat, pääasiassa horisontaaliset ja vertikaaliset,

muuttuvat liikkeen mukana. Horisontaalinen voima muuttuu henkilön tai ajoneuvon kulkiessa eteenpäin, hidastaessa ja kääntyessä. Vertikaaliseen voimaan vaikuttavat puolestaan muut liikkeen osa-alueet, kuten jalan nostaminen ilmaan ja laskeminen takaisin maahan. Esimerkiksi ihmisen kävellessä aiheuttama paine muuttuu sen mukaan osuuko maahan ainoastaan kantapää tai kengän kärki vai koko pohja: ero voi olla jopa kymmenkertainen (Harper ym. 1961). Kun siirrytään tasamaalta rinteeseen, kohtisuoraan alustaan vaikuttava voima heikkenee ja alustan suuntainen voima kasvaa. Quinnin ym. (1980) simuloidussa kokeessa kantapään osuminen maahan aiheutti suurimman vertikaalisen voiman ja vaikutti siten kasvillisuuteen ja maaperään tiivistämällä niitä. Askeleen loppuosa, jossa pelkät varpaat osuvat maahan, aiheuttaa kuitenkin suuremman horisontaalisen voiman, jolloin maa-aines löystyy ja lähtee helpommin liikkeelle lisäten samalla maaperän eroosiota.

Epätasaisella alustalla kuljettaessa paine jakaantuu pienemmälle tai laajemmalle alueelle kuin tasaisella alustalla. Esimerkiksi puunjuuren päälle astuvan ihmisen aiheuttama paine voi kohdistua vain 20 cm^2 laajuiselle alueelle, jolloin staattinen voima on yli 3650 g cm^{-2} ja aktiiviset voimat tätäkin suuremmat. Tällainen paine riittää kuluttamaan puunkuoren kokonaan pois vain muutaman talleuskerran jälkeen (Liddle 1997:16). Pehmeällä alustalla vaikutus on päinvastainen. Alustaan osuva pinta-ala on suurempi, kun renkaassa tai kengän pohjassa olevat urat täyttyvät mudasta tms. ja alustaan kohdistuva paine taten pienempi.

3.3. Kasvillisuus

Tallaamisen vaikutukset kasvillisuuteen näkyvät kasvien taittumisena ja murskaantumisenä, varsien ja oksien katkeamisena sekä lehtien irtoamisena. Vaikutusten voimakkuus puolestaan riippuu kävijämäärästä, kasvillisuuden herkkyydestä ja tiheydestä sekä aktiviteettien tyypistä ja laajuudesta (Cole 1992). Vakavammillaan kasvit irtoavat kokonaan maasta tai niiden uusiutuvat solukot tuhoutuvat, jolloin ne kuolevat. Lievemmissä tapauksissa lehtien menettäminen vähentää fotosynteesiin käytettävää pinta-alaa, mikä heikentää kasveja ja voi vaikuttaa niiden kykyyn lisääntyä (Hammitt ja Cole 1998:51-52).

3.3.1. Korkeus

Vaikka muutos kasvillisuuden korkeudessa on yleensä ensimmäinen merkki kulutuksesta, sitä harvemmin mitataan kulutustutkimuksissa. Liddle (1997:37) mainitsee esimerkkinä Bluhdornin (1985) tutkimuksen, jossa ruohokasvillisuuden korkeus laski 45 senttimetristä

12 senttimetriin 800 talleuskerran jälkeen eli kulutuksen jälkeen kasvillisuuden korkeus oli enää 27 % lähtötasoon verrattuna. Colen ja Spildien (1998) tutkimuksessa kasvillisuuden korkeus lähtötasoon verrattuna oli 25 talleuskerran jälkeen 72 % ja 150 talleuskerran jälkeen 46 %. Vuosi talleuskokeen jälkeen vastaavat luvut olivat 84 % ja 60 %.

Kasvillisuus jaetaan monesti myös erilaisiin kerroksiin korkeuden perusteella ja nämä kerrokset vastaanottavat kulutusta eri tavoilla. Siinä missä pohjakerros on erityisen herkkää juuri talleamiselle, täysikasvuiset puut voivat kadota tarkoituksellisesti, kun puita raivataan teltpapaikkojen, polkujen ja muiden retkeilyrakenteiden tieltä. Puita myös vahingoitetaan keräämällä niiden oksia, irrottamalla kaarnaa ja lyömällä niihin nautoja, niiden juuret altistuvat talleamiselle, niissä kiipeillään ja niihin voidaan törmätä ajoneuvolla. Esimerkiksi Eagle Cap Wildernessin leirintäalueella yli 90 % aikuisista puista oli jollain tavalla vahingoittuneita (Cole 1982). Tämä ei kuitenkaan näyttänyt lisäävän puiden kuolleisuutta (kaadettuja puita lukuun ottamatta). Elinvoiman heikkenemistä ja kuolemia tapahtuu yleisimmin niillä leirintäalueilla, joissa maaperä on ohutta ja/tai kuivaa tai puissa on ohut kuori, mikä tekee niistä herkkiä lahoamiselle (Hammitt ja Cole 1998:63). Hyvä esimerkki on Boundary Water Canoe Area, jossa keskimäärin 40 % puista kuoli 14 vuoden aikana (Merriam ja Peterson 1983). Alueella kasvaa paljon haapaa ja koivua, joiden ohutta kuorta retkeilijät voivat käyttää sytykkeenä. Lisäksi maaperä on ohutta ja eroosiolle altista (Hammitt ja Cole 1998:63).

Puiden taimien ja pensaskerraston erityisenä uhkana ovat puolestaan ajoneuvot (Liddle 1997:38; Hammitt ja Cole 1998:61). Ensinnäkin pensaat ovat tarpeeksi korkeita, jotta vahinkoa syntyy koko ajoneuvon leveydeltä (ei pelkästään renkaiden kohdalla). Toiseksi useimmat pensaat ovat puuvartisista eivätkä sen vuoksi jousta ajoneuvon törmätessä. Mikäli pensas ei katkea törmäyksessä, varren osumakohta on kuitenkin todennäköisesti vahingoittunut. Pensaita ja taimia myös poistetaan tarkoituksella poluilta ja telppailualueilta. Ajan myötä tämä voi johtaa puukerroksen katoamiseen leirintäalueilta, kun vanhenevien puiden tilalle ei pääse kasvamaan uusia.

3.3.2. Morfologia ja lajikoostumus

Liddle ja Greig-Smith (1975) huomasivat tutkimuksessaan selvän eron koppisiemenisten kahden eri luokan – yksisirkkaiset ja kaksisirkkaiset – välillä siinä, miten ne reagoivat talleamiseen. Talleamattomassa ruohomaastossa yksisirkkaiset, joihin kuuluvat mm. heinät ja sarat, ovat vallitseva luokka. Kevyen talleamisen myötä niiden varret ja lehdet kuitenkin taivutuvat ja rikkoontuvat, jolloin kasvuympäristö muuttuu avoimemmaksi. Lisääntyneen

valon myötä matalammat kaksisirkkaiset, joihin kuuluvat useimmat ruohokasvit ja lehtipuut, onnistuvat valtaamaan alaa ja ruohikon valtalajeiksi vaihtuvat mm. piharatamo ja voikukka. Ne menettävät valta-asemansa takaisin yksisirkkaisille vasta tallaamisen intensiteetin kasvaessa. Lyhyesti sanottuna yksisirkkaiset selviävät paremmin ”ääriolosuhteissa”, joko täysin häiriintymättömässä tai sitten jatkuvalla häiriöllä altistuvassa kasvuympäristössä, kun taas kaksisirkkaiset pärjäävät sellaisessa ympäristössä, jossa häiriöt ovat vähäisiä.

Edellä annettu esimerkki kertoo siitä, että kasvien morfologialla on vaikutusta niiden talauskestävyyteen. Liddlen ja Greig-Smithin (1975) tutkimuksessa poluilla pärjäsivät parhaiten sellaiset ruohokasvit, joiden lehdet kasvoivat ruusukemaisesti lähellä maanpintaa. Holmesin ja Dobsonin (1976, sit. Liddle 1997:121-123) laajassa tutkimuksessa kaikista herkimpiä tallaamiselle olivat kasvit, joilla oli puumaisia osia maanpinnan yläpuolella, sekä korkeat ruohovartiset kasvit, joiden kaikki lehdet sijaitsivat selvästi maanpinnan yläpuolella. Parhaiten tallaamista kestivät puolestaan tyvilehtiset ruohokasvit, joilla ylemmät lehdet suojasivat alempia. Colen (1995) tutkimukset tukevat osittain näitä tuloksia: parhaiten tallaamista kestivät tuppoina tai mättäinä kasvavat heinät, heikointen pystyt ruohovartiset kasvit. Talauskestävyyttä parantavat ominaisuudet on listattu taulukossa 1. Yhteenvetona voidaan sanoa, että täysikasvuiset puut ja heinät kestävät hyvin tallausta, sammaleiden ja pensaiden kestävyys on keskitasoa ja puuntaimet sekä jäkälät ovat hyvin herkkiä. Varpujen sekä ruohokasvien talauskestävyys vaihtelee keskitasosta huonoon (Hammit ja Cole 1998:156).

Lajikoostumuksen muuttuminen kulutuksen myötä on pantu merkille useissa tutkimuksissa. LaPage (1967) seurasi ensimmäisten kolmen vuoden ajan kasvillisuuden muutoksia entiselle pellolle perustetuilla 17 uudella leirintäalueella. Ensimmäisen vuoden sesongin (keväästä syksyyn) aikana kasvillisuuspeite pieneni keskimäärin 45 %. Talven aikana se ehti hieman palautua, kunnes pieneni taas seuraavan sesongin aikana. Toisin kuin voisi ehkä olettaa, kasvillisuuspeite ei pienentynyt vuosi vuodelta enemmän, vaan jokaisen sesongin lopussa kasvillisuuspeite olikin suurempi kuin edellisen sesongin lopussa. Tämä johtui alkuperäisten kasvilajien korvautumisella uusilla, kulutusta paremmin kestäville lajeilla. Samalla kun kasvillisuus muuttui kulutuskestävämmäksi, kasvilajien määrä väheni 37:stä (ennen leirintäalueen käyttöönottoa) 17:ään (kolmannen vuoden sesongin lopulla). Parhaiten menestyivät vihvilät, nurmikot ja röllit, kun taas hanhikit, piiskut, mansikat ja

Taulukko 1. Kasvien biologiset ominaisuudet, jotka lisäävät niiden tallauskestävyyttä ja toipumiskykyä (Liddle 1991; Hammitt ja Cole 1998:56)

kasvutapa:	tuppomainen maata myötäilevä tai matala ruusukemainen
varsi:	joustava pieni solukoko
lehdet:	joustavat ja kokoon taittuvat pienet ja paksut ruusukemaiset tyvilehdet
koko:	erittäin suuri erittäin pieni
silmut tai kasvusolukko: piikit tai okaat	lähellä maan pintaa maan alla
muuta:	mahdollisuus luoda kasvua sekä interkalaarisesta että apikaalisesta kasvusolukosta mahdollisuus lisääntyä sekä vegetatiivisesti että suvullisesti nopea kasvuvauhti

nadat hävisivät kokonaan. Toisin sanoen pystyt ja leveälehtiset ruohokasvit korvautuivat heinämäisillä kasveilla. Kangas ym. (2007) tutkimuksessa telttailupaikkojen kasvillisuus oli heinävaltaista, kun taas kontrollialueilla kasvoi telttailualueita enemmän pensaita, varpuja, ruohovartisia kasveja, sammalia ja jäkäliä. Colen (1987a) mukaan lajirunsauden suhteellinen väheneminen on eri kasvillisuustyyppien kohdalla samansuuntaista peittoprosentin pienenemisen kanssa. Kolmen vuoden aikana kasvillisuuspeitto heikkeni käyräviivaisesti: alussa kasvillisuuspeitto pieneni nopeasti etenkin metsissä, kunnes lajikato väheni selvästi.

Lajimäärän pieneneminen ei kuitenkaan ole yksisuuntainen ilmiö, vaan kevyen tallauksen tai muun häiriön myötä lajimäärä itse asiassa kasvaa aluksi (Grime 1973; Trew 1973; Bayfield ja Brookes 1979). Grime (1973) selitti kyseistä ilmiötä jakamalla kasvit kolmeen luokkaan: kilpailukykyiset lajit, stressiä sietävät lajit ja muut. Kun tallaus on hyvin kevyttä, kilpailukykyiset lajit ovat menestyksekkäitä, kun taas stressiä sietävät lajit ovat sopeutuneet intensiiviseen, usein toistuvaan tallaukseen. Näiden kahden ääripään välissä on keskitason häiriö, jolloin suuri määrä muita lajeja pystyy menestymään kilpailukykyisten ja stressiä sietävien lajien rinnalla ja lajimäärä on suurimmillaan. Connell (1979) selitti samaisen ilmiön toimintaa keskimääräisen häiriön hypoteesilla. Hänen mukaansa diversiteetti on suurimmillaan häiriön ollessa keskitasoa, jolloin ympäristö on jatkuvassa muutoksessa eli epätasapainossa ja sinne virtaa jatkuvasti uusia siemeniä.

Tällainen tilanne on mahdollinen usein kuljettujen polkujen reunamilla, jonne kulkeutuu uusia siemeniä retkeilijöiden kengänpohjissa ja vaatteissa.

3.3.3. Kasvillisuuspeitto, biomassa ja fertiliteetti

Yksinkertaisimmillaan kasvillisuuden kulumista voidaan tutkia mittaamalla paino tai biomassa, peittoprosentti tai kasvillisuuden korkeus häiriintymättömällä alueella ja verrata sitä vastaaviin lukuihin kulutuksen kohteeksi joutuneella alueella (Liddle 1997:23). Kulumistutkimuksessa kokonaisbiomassaa tärkeämpää on ottaa huomioon kenttä- ja pensaskerroksen biomassa. Kuluminen voimakkuuteen vaikuttavat kasvupaikan luonne sekä kulutuksen intensiteetti ja kesto (Liddle 1997:26).

Useissa kokeellisissa tutkimuksissa tallaamiskertojen ja kasvillisuuspeiton sekä kasvillisuuden biomassan välisen suhteen on havaittu olevan käyräviivainen (Bell & Bliss 1973; Kellomäki 1973; Liddle 1973; Bluhdorn 1985; Cole 1987a; Boucher ym. 1991). Malmivaara-Lämsä ym. (2008) puolestaan huomasivat, että kun asukkaiden määrä yhden kilometrin säteellä metsäsaarekkeesta kaksinkertaistuu, aluskasvillisuuden peittävyys pienenee 30 %. Alussa kasvillisuus kuluu nopeasti, mutta kun tallauskerrat ylittävät kasvillisuudesta riippuvan raja-arvon, kuluminen hidastuu merkittävästi. Todennäköisesti kaikkein herkimmit kasvit kuluu nopeasti pois, kunnes jäljellä ovat enää sitkeimmät ja kulutusta parhaiten sietävät lajit (Liddle 1997:27). Niissä tutkimuksissa, joissa on mitattu samanaikaisesti sekä kasvillisuuspeittoa että biomassaa, tulokset ovat olleet lähes identtiset näiden kahden muuttujan välillä (Kellomäki 1973; Šomšák 1979).

Sekä Liddle (1973) että Kellomäki (1973) huomasivat, että mikäli kulutus oli hyvin kevyttä, kasvillisuuden peittävyys ja biomassa lisääntyivät. Mahdollisesti tällainen kevyt häiriö muuttaa kasvillisuuden lajikoostumusta ja mahdollistaa tehokkaamman vapaan tilan hyödyntämisen (Liddle 1997:43). Kuluminen ei myöskään tapahdu yhtä nopeasti eri kasvillisuustyyppien kohdalla. Esimerkiksi metsäkasvillisuuden peittoprosentti pienenee puoleen 3-10 kertaa nopeammin kuin niittykasvillisuuden peittoprosentti (Weaver & Dale 1978; Cole 1987a).

Kellomäen ja Saastamoisen (1975) mukaan kasvillisuuden fertiliteetin ja kulutuskestävyyden suhde on käyräviivainen: sekä heikoimman että korkeimman fertiliteetin kasvillisuuden kulutuskestävyys on heikompi kuin keskitasoisen fertiliteetin kasvillisuuden, mutta korkeimman fertiliteetin kasvillisuuden kulutuskestävyys on kuitenkin parempi kuin heikoimman fertiliteetin kasvillisuuden. Samansuuntaisia tuloksia

ovat saaneet Liddle (1975b, 1997) sekä Kangas ym. (2007), jotka vertailivat kasvillisuuden kulumista telttailualueilla. Kuusi- ja mäntymetsissä sijaitsevilla telttailualueilla häiriintyneen kasvillisuuden alue oli selvästi pienempi kuin tunturikoivu- tai kurjenkanervavaltaisilla telttailualueilla. Törn ym. (2009) totesivat polkujen olevan leveämpiä kuivissa ja puolikuivissa kuin kosteissa metsissä.

Pitemmällä aikavälillä fertiliteetin ja kulutuskestävyyden suhde voi kuitenkin muuttua. Malmivaara-Lämsä ym. (2008) tutkimuksessa korkeimman fertiliteetin metsätyyppi kesti kulutusta kaikkein parhaiten, kun taas Selkimäki ja Mola-Yudego (2011) totesivat puolukkatyyppin metsien kestävän kulutusta huonoiten, mustikkatyyppin metsien melko hyvin ja niittyjen kaikista parhaiten (kuva 4). Syynä on todennäköisesti se, että korkeamman fertiliteetin kasvillisuus toipuu kulutuksesta nopeammin kuin matalamman fertiliteetin kasvillisuus. Pitkäaikaisessa kulutuksessa kasvillisuuden toipumiskyky määrittäisi siis varsinaista tallauskestävyyttä paremmin kasvillisuuden kokonaiskulutuskestävyyden (Cole 1995).



Kuva 4. Niittyjen kasvillisuus toipuu nopeasti tallauksesta, joten sillä on hyvä kokonaiskulutuskestävyys. Polun reunoilla korkeavartiset ruohokasvit ovat korvautuneet matalammilla ruohokasveilla, kuten piharatamolla, ja heinillä, joilla on parempi tallauskestävyys. Sipoonkorpi. Kaikki kuvat kirjoittajan ottamia.

3.3.4. Toipumiskyky

Edelliset kappaleet ovat keskittyneet pääasiassa kasvillisuuden kykyyn kestää siihen kohdistuvaa tallausta lyhyellä aikavälillä. Pelkkä tallauskestävyys on kuitenkin vain puolet kokonaiskulutuskestävyydestä, sillä yhtä tärkeää, ellei jopa tärkeämpää, on kasvillisuuden kyky toipua tallaamisesta. Voidaan puhua kasvistrategioista (Grime 1973), jolloin viitataan kasvien tai kasviryhmien erilaisiin morfologisiin ja fysiologisiin ominaisuuksiin, jotka auttavat niitä selviytymään stressistä ja häiriöistä, kuten tallaamisesta. Cole (1993) luokitteli heiniä, varpuja, saniaisia ja ruohokasveja niiden tallauskestävyyden ja toipumiskyvyn mukaan. 112 lajista vain 4 prosentilla oli sekä korkea tallauskestävyys että toipumiskyky, 33 prosentilla joko tallauskestävyys tai toipumiskyky oli korkea ja lopuilla 63 prosentilla molemmat ominaisuudet olivat heikot. Hyvin harvat kasvit ovat siis sopeutuneet tallaamiseen sekä olemalla kestäviä että toipumalla nopeasti, kun taas suurin osa on sopeutunut tallaamiseen huonosti tai ei ollenkaan. Mielenkiintoisin ryhmä ovat kuitenkin ne kasvit, jotka ovat valinneet jommankumman kahdesta eri strategiasta. Tästä voidaan päätellä, että tallauskestävyys ja toipumiskyky ovat toisensa poissulkevia ominaisuuksia. Bayfieldin (1979) tulokset ovat samansuuntaisia. Hän tarkasteli neljän eri nummikasvillisuusyhteisön toipumista kahdeksan vuoden ajan ja jakoi tulosten perusteella kasvit kolmeen eri ryhmään:

- 1) kaikista herkimmät kasvit, jotka kestivät huonosti tallaamista ja toipuivat hitaasti (kanerva, variksenmarja, rusorahkasammal ja sianpuolukka)
- 2) kohtalaisen herkeit kasvit, jotka kestivät tallaamista huonosti tai kohtalaisesti, mutta toipuivat melko hyvin (kalliotierasammal, tupasluikka, mustikka, juolukka ja jäkälät)
- 3) kestävät kasvit, jotka kestivät hyvin tai kohtalaisesti tallaamista ja joiden suhteellinen peittävyys kasvoi tallaamisen myötä (kellokanerva, harmaakellokanerva, tupasvilla, luhtavilla ja tunturisara)

Osa kasvilajeista kärsi tallaamisesta ”myöhässä”, toisin sanoen vahingoittunut pinta-ala oli laajempi vuoden jälkeen tallaamisesta kuin kolmen kuukauden jälkeen.

Silmujen sijainnilla on suuri vaikutus kasvin toipumiskykyyn: ruohovartiset kasvit, joiden silmut sijaitsevat maanpinnan tasolla tai maan alla, toipuvat nopeammin kuin ne ruohokasvit, joiden silmut sijaitsevat selkeästi maanpinnan yläpuolella (Cole 1995). Ruohokasveilla ja heinillä on yleensä hyvä toipumiskyky, kun taas puuvartisten kasvien toipumiskyky on heikko.

3.4. Maaperä

Manning (1979, sit. Hammitt ja Cole 1998:29-30) esittää talleamisen vaikutukset maaperään jatkuvana kierteenä (kuva 5), jonka ensimmäisessä vaiheessa karikekerros häviää poluilta jalkojen liikkeen ja mahdollisesti vesieroosion vaikutuksesta. Karikekerroksen puuttuessa uutta orgaanista materiaalia ei enää pääse sekoittumaan mineraalimaahan. Kun orgaaninen materiaali ei suojaa maaperää, se on herkempää talleamisen aiheuttamalle tiivistymiselle. Tiivistyminen johtaa makrohuokoisuuden pienenemiseen, joka puolestaan heikentää ilman ja veden virtausta maaperässä. Kun vesi ei enää imeydy yhtä tehokkaasti, pintavalunta ja sen aiheuttama eroosio lisääntyy. Vesieroosio puolestaan kuljettaa karikekerroksen mukanaan ja kierre alkaa alusta.



Kuva 5. Talleamisen vaikutukset maaperään jatkuvana kierteenä (mukaillen Manning 1979)

Fysikaalisten vaikutusten lisäksi muutoksia voi tapahtua myös maaperän biologiassa ja kemiassa. Esimerkiksi muutokset maaperän ja karikekerroksen makro- ja mikrohabitaatissa muuttavat voimakkaasti myös maaperän mikrokasviston ja eläimistön lajikoostumusta (Duffey 1975).

3.4.1. Kasvillisuus ja karikekerros

Kasvillisuutta pidetään yleisesti tärkeimpänä maaperää kulutukselta suojaavana tekijänä. Kasvit suojaavat maaperää putoavien vesipisaroiden aiheuttamalta eroosiolta sekä hillitsevät pintavaluntaa. Kasvien juuret sitovat maaperän paikalleen, ylläpitävät sen huokoisuutta sekä estävät pintavaluntaa toimimalla esteinä veden liikkeelle. Lisäksi

kasvillisuus suojaa maaperää tuulen aiheuttamalta eroosiolta estämällä ilman virtausta. Kasvipeitteen tehokkuus eroosion estäjänä riippuu latvuston korkeudesta ja yhtenäisyydestä sekä kenttäkerroksen ja juuriston tiheydestä. Seitsemän metrin korkeudesta putoavat vesipisarot ehtivät saavuttaa ennen maahan osumistaan 90 % loppunopeudesta, joten lähellä maanpintaa kasvavilla kasveilla on suuri merkitys vesipisaroiden aiheuttaman eroosion estämisessä. Parhaiten vesieroosiolta antaa suojaa

metsä, sitten ruohomaa ja viimeisimpänä pensaikko (Kirkby 1980:4). Kasvipeitteen merkitys eroosion estäjänä, ainakin rinteissä, on myös kyseenalaistettu. Quinnin ym. (1980) mukaan maapartikkelit hajoavat ja niiden väliset siteet löyhentyvät jo ennen kuin kasvillisuudessa näkyy merkkejä kulumisesta, ja ensimmäisten merkkien ilmestyessä eroosio onkin jo ehtinyt kiihtyä kriittisesti.

Kun varsinainen kasvillisuus on kulunut pois jäljelle jää pudonneista lehdistä, oksista, hedelmistä, marjoista ja kuolleista kasveista koostuva orgaaninen karikekerros ja heti sen alla maatuneesta orgaanisesta materiaalista koostuva humuskerros. Nämä orgaaniset kerrokset suojaavat alla olevaa mineraalimaata mm. veden ja retkeilijöiden aiheuttamalta eroosiolta (kuva 6). Humusta kulkeutuu jatkuvasti syvemmälle maaperään, jossa se ylläpitää maaperän rakennetta, hedelmällisyyttä sekä vesi- ja ilmatasapainoa (Hammitt ja Cole 1998:28). Orgaanisen kerroksen katoaminen heikentää sadeveden imeytymistä ja ravinnekiertoa, sekä lisää maaperän eroosiota ja tiivistymistä.

Orgaanisen kerroksen katoamisnopeus riippuu kävijämääristä, harrastetuista aktiviteeteista ja ympäristöoloista. Metsäisillä alueilla vaikutus vaihtelee lehti- ja havupuiden välillä, sillä syksyllä maahan putoava paksu lehtikerros voi edesauttaa orgaanisen kerroksen toipumista talven aikana. Legg ja Schneider (1977) havaitsivatkin, että vaikka lehtipuiden muodostama karikekerros kului nopeammin retkeilysesongin aikana, se myös toipui nopeammin sesongin ulkopuolella. Useissa telttailualueilla suoritetuissa tutkimuksissa on havaittu, että orgaanisen kerroksen paksuudesta häviää noin 50–65 % kontrollialueisiin verrattuna (Frissel ja Duncan 1965; Monti ja Macintosh 1979; Cole 1982; Cole ja Fichtler 1983). Leirintäalueiden käyttömäärien ollessa vähäisiä (alle viisi yöpymistä vuodessa) orgaanisesta kerroksesta hävisi 3 %. Keskimääräisen käytön leirintäalueilla (10–20 yöpymistä vuodessa) orgaanisen kerroksen paksuus pieneni 21 % ja korkean käyttömäärän leirintäalueilla (25–50 yöpymistä vuodessa) kerroksen paksuus oli pienentynyt 68 % (Cole 1982). Samanlaisen trendin ovat havainneet myös Monti ja Macintosh (1979). Colen (1987a) mukaan orgaanisen kerroksen katoaminen korreloi lineaarisesti talletuskertojen suhteen ja sen nopeus riippuu kasvillisuustyyppistä. 1600 talletuskerran jälkeen mineraalimaasta oli paljastunut 2 % *Vaccinium* -tyypin metsässä, 8 % *Clintonia-Vaccinium* -tyypin metsässä, 11 % *Symphoricarpos* -tyypin metsässä, 17 % *Festuca* -tyypin ruohomaastossa ja 22 % *Xerophyllum* -tyypin metsässä. *Clintonia* -tyypin metsässä mineraalimaata ei paljastunut ollenkaan.

Useista tutkimuksista huolimatta on epäselvää, mitä orgaaniselle materiaalille tapahtuu sen jälkeen kun se on talletamisen seurauksena jauhautunut pölyksi. Osassa tutkimuksissa on

havaittu orgaanisen materiaalin sekoittuneen alla piilevään mineraalimaahan (Legg ja Schneider 1977; Monti ja Macintosh 1979; Cole 1982; Cole ja Fichtler 1983), kun taas Settergren ja Cole (1970) havaitsivat orgaanisen materiaalin sekoittuneen kontrollialueiden pintakerrokseen, mutta eivät löytäneet sitä telttailualueiden maaperästä.

3.4.2. Maaperän tiivistyminen

Tallaamisen aiheuttaman paineen vaikutuksesta maaperän rakennetta ylläpitävien keräymien väliset siteet murtuvat, jolloin maaperän partikkelit uudelleenjärjestäytyvät tiiviimpään muotoon (Cassel 1983) ja maaperän huokoisuus pienenee (Liddle 1997:223). Tiivistymistä tapahtuu pääasiassa ylimmissä mineraalimaan kerroksissa (Hammitt ja Cole 1998:34) ja Liddlen ja Greig-Smithin (1975) mukaan tiiviimmät kerrokset löytyvät 15–19 cm syvyydestä. Eri maalajien massatiheys vaihtelee välillä 0,8–1,2 g/cm³ (viljelemätön metsä ja ruohikko), 1,00–1,60 g/cm³ (viljelty savi ja siltti) ja 1,20–1,80 g/cm³ (viljelty hiekka) (Brady ja Weil 2002:138). Telttailualueilla ja poluilla nämä arvot ovat 0,10–0,40 g/cm³ suurempia (Liddle 1975; Brown ym. 1977; Weaver ja Dale 1978; Cole ja Fichtler 1983; Marion ja Cole 1996). Savipitoisten maalajien massatiheys on pienempi niiden suuremman huokoisuuden vuoksi. Hiekkapitoisten maalajien massatiheyteen vaikuttaa niiden lajittuneisuus: hyvin lajittuneet maalajit, joissa maapartikkelit ovat samankokoisia, ovat massatiheydeltään pienempiä kuin huonosti lajittuneet maalajit, joissa maapartikkelit ovat erikokoisia. (Brady ja Weil 2002:139)

Eri maalajien tiivistymisherkkyyteen vaikuttavat maalajin rakenne ja tekstuuri, pH, kationien vaihtokapasiteetti, savipartikkelien paksuus ja vesipitoisuus sekä orgaanisen aineksen tapauksessa rautaoksidit ja vapaa alumiinihydroksidi (Assouline ym. 1997). Huonosti lajittuneet maalajit, jotka sisältävät sekä karkea- että hienojakoisia partikkeleita, eivät tiivisty yhtä helposti kuin hyvin lajittuneet, mutta jatkuvan paineen alaisina niiden maksimaalinen massatiheys voi nousta suuremmaksi (Liddle 1997:227–228). Maalajin vesipitoisuuden noustessa sen herkkyys tiivistymiselle kasvaa aluksi, mutta pienenee maaperän ollessa lähes saturoitunut (Quinn ym. 1980, Hillel 2004:250). Kuivassa maaperässä partikkeleiden väliset sidokset ja kitka vastustavat maaperän tiivistymistä. Vesi puolestaan heikentää näitä sidoksia ja vähentää kitkaa ”voitelemalla” partikkeleita, jolloin tiivistyminen on mahdollista.

Maaperän tiivistyminen pienentää sen huokoisuutta ja heikentää imeyntäkykyä, jolloin pintavalunnan määrä kasvaa (kuva 6). Monti ja Macintosh (1979) huomasivat, että makrohuokosten kattama alue pieneni 2–3 prosenttiin maaperän tilavuudesta verrattuna

alkuperäiseen 25 %. Uudella leirintäalueella makrohuokosten kattama alue väheni 31,6 prosentista 17,1 prosenttiin kahden ensimmäisen vuoden aikana ja edelleen 8,6 prosenttiin kahden sitä seuraavan vuoden aikana (Legg ja Schneider 1977). Makrohuokosia katosi enemmän korkean käyttöasteen leirintäalueilla kuin vähemmän käytetyillä alueilla, mutta neljän vuoden aikana jopa vähän käytetyiltä leirintäalueilta hävisi kaksi kolmasosaa makrohuokosista. Jusoffin (1989) tutkimuksessa keskimääräinen huokoisuus ja huokosten tilavuus pieneni 63 prosentista (käyttämätön alue) 52 prosenttiin (leirintään käytetty alue). Hienorakeiset maalajit, kuten savi ja siltti, ovat erityisen herkkiä makrohuokosten häviämislle, koska makrohuokosten määrä on niissä alun perinkin pieni ja pienen partikkelikoon vuoksi tiivistymistä tapahtuu enemmän kuin karkearakeisissa maalajeissa. Tämä ei kuitenkaan tarkoita, etteivätkö myös hiekkaiset maalajit voisi kärsiä makrohuokosten katoamisesta (Liddle ja Greig-Smith 1975). Leirintäalueilla tehdyissä mittauksissa imeytyminen oli 30 % vähäisempää kuin ympäröivässä metsässä (Cole ja Fichtler 1983). Imeyntäkyvyn heikkeneminen vähentää maaperään kertyvän veden määrää, mutta mikrohuokosten lisääntyminen voi myös lisätä maaperän vedenpidätyskykyä. Lutz (1945) huomasi, että hiekkaisella maaperällä tallatun alueen kenttäkapasiteetti oli 8,9 % korkeampi kuin kontrollialueilla.

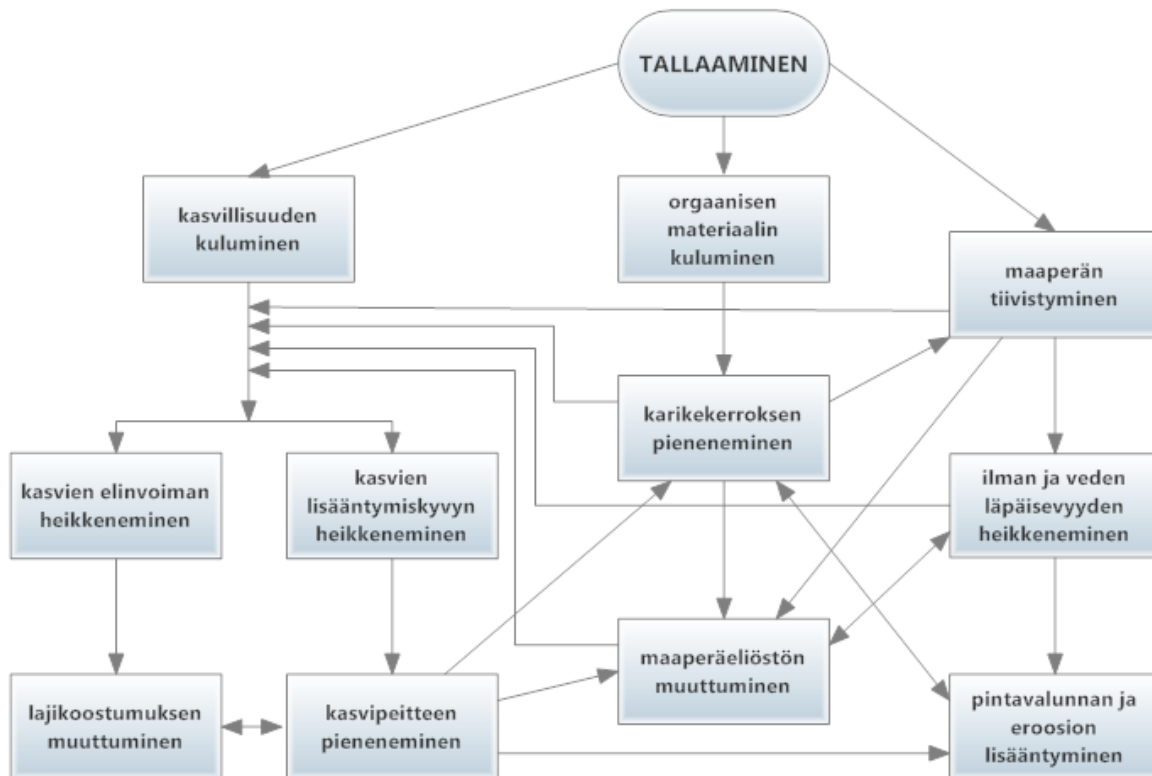
Maaperän tiivistymisellä on vaikutusta kasveihin ja niiden kasvumahdollisuuksiin (Hammitt ja Cole 1998:34) (kuva 6). Tiivistyneessä maaperässä kapillaari-ilmiö on hyvin hidas, jolloin veden kulkeutuminen kasvien juurten ulottuville hidastuu. Lisäksi juurten on vaikeampi lävistää tiivistä maa-ainesta, mikä vaikeuttaa sekä veden että ravinteiden saantia. Makrohuokosten katoaminen vähentää ilman virtaamista maaperässä ja voi johtaa anaerobisiin olosuhteisiin, josta seuraava hapen puute heikentää juurten kasvua. Tiivis maaperä vaikeuttaa myös siementen itämistä, sillä tasaisen ja tiiviin pintakerroksen päällä siemeniä uhkaa kuivuminen. Mikäli itäminen onnistuu, alkeisjuuren on vaikea läpäistä kovaa maakuorta.

Joissain tapauksissa tiivistymisestä voi olla hyötyäkin. Kuivassa ja hiekkaisessa maaperässä kevyt tiivistyminen voi vähentää makrohuokosten määrää ja vastaavasti lisätä mikrohuokosia, jolloin maaperän vedenpidätyskyky kasvaa ja kasvien juurten ulottuvilla on enemmän vettä (Hammitt ja Cole 1998:34).

3.4.3. Eroosio

Eroosiota voidaan pitää kaikista vakavimpana maaperän kokemana muutoksena, koska se jatkuu vaikka alue suljettaisiinkin retkeilykäytöltä. Tallaaminen ei suoranaisesti aiheuta eroosiota, vaan se luo otolliset olosuhteet vesi- ja tuulieroosiolle. Eroosio kuluttaa ensimmäisenä maaperän pintakerrosta, joka on sen kaikista hedelmällisin osa. Eradoitunut materiaali voi sisältää viisi kertaa enemmän orgaanista materiaalia ja tyypeä kuin alkuperäinen pintakerros (Brady ja Weil 2002:746), mikä tarkoittaa että orgaaninen materiaali on erityisen herkkää eroosion vaikutukselle. Jäljelle jäävä kova kuori heikentää veden imeytymistä ja lisää pintavaluntaa. Maaperän eroosioherkkyyteen vaikuttavat maalajin koostumus, partikkelin keräymien pysyvyys, murtumislujuus, imeytymiskapasiteetti sekä orgaaninen ja kemiallinen sisältö (Liddle 1997:307). Eroosiolle vastustuskykyisissä maalajeissa on yleensä suuri määrä orgaanista ainesta ja voimakas rakeinen koostumus (Brady ja Weil 2002: 756). Eroosiolle herkissä maalajeissa on puolestaan runsaasti silttiä (40–60 %) (Richter ja Negendank 1977), alle 2 % orgaanista materiaalia ja alle 30 % savea (Evans 1980:116, 120). Alluviaaliset maalajit, jotka koostuvat pääasiassa hienosta hiekasta ja siltistä, ja moreeni kestävät kulutusta lähes yhtä hyvin, kun taas peruskallion päällä kulkevilla poluilla minkäänlaista vahinkoa ei ollut havaittavissa, lukuun ottamatta sammalien ja jäkälien kulumista (Root ja Knapik 1972). Selkimäen ja Mola-Yudegon (2011) tutkimuksessa syvimmat polut kulkivat moreenialueilla ja leveimmät kallioilla.

Bratton ym. (1979) vertasivat muiden muuttujien ohessa kasvillisuuden vaikutusta eroosioon. Heidän mukaansa eroosio oli selvästi laajemmalle levinneintä kuusimetsissä. Verrattuna parhaiten kulutusta kestäneisiin kuiviin metsätyyppeihin (tammi- ja mäntymetsiin), esimerkiksi puunjuurien paljastuminen oli neljä kertaa ja kivien paljastuminen seitsemän kertaa yleisempää. Jaloista lehtipuista, kuten pyökistä, vaahterasta, hemlokista ja hevokastanjasta, koostuvat metsät olivat kulutuskestävyydessään keskitasoa. Kenttäkerroksen kohdalla ruohokasvien muodostamat yhteisöt olivat hieman herkempiä eroosiolle kuin pensas- tai kanervakasvustot. Törn ym. (2009) mukaan polut ovat syvempiä kosteissa kuin kuivissa ja puolikuivissa metsissä.



Kuva 6. Tallaamisen aiheuttamat kasvillisuuden ja maaperän keskinäiset vaikutukset. Maaperässä tapahtuvat muutokset pääsääntöisesti heikentävät kasvien kasvumahdollisuuksia ja kasvillisuuden puuttuminen vastaavasti lisää maaperän herkkyyttä tallaamisen aiheuttamille muutoksille (mukaillen Hammitt & Cole 1998: 65)

3.5. Rinne

Rinnekaltevuus vaikuttaisi olevan tärkein polkujen leveyteen ja syvyyteen vaikuttava tekijä (Bratton ym. 1979; Coleman 1981; Selkimäki ja Mola-Yudego 2011). Weaver ja Dale (1978) saivat selville, että vaakasuoralla alustalla kasvava niittykasvillisuus kesti 1000 tallauskertaa ennen kuin peittoprosentti laski viiteenkymmeneen, mutta 15° rinteessä samaan vaadittiin vain 700 tallauskertaa. Metsäkasvillisuuden osalta samat luvut olivat 300 ja 50 tallauskertaa, eli 15° rinteessä kasvaessaan kyseinen kasvillisuustyyppi kului kuusi kertaa nopeammin kuin tasamaalla. Rinteessä kävelijän askelpituus muuttuu lyhyemmäksi, jolloin samalla matkalla otetaan useampi askel kuin tasamaalla ja tallaamisen vaikutukset korostuvat.

Rinnekaltevuuden vaikutuksesta eroosion määrään ei kuitenkaan olla yhtä mieltä. Osassa tutkimuksista rinteiden jyrkkemisen on havaittu korreloivan positiivisesti kulumisen kanssa (Quinn ym. 1980; Coleman 1981; Farrell ja Marion 2001). Quinn ym. (1980) mukaan rinteiden suuntaisilla poluilla eroosio lisääntyy polun kaltevuuden kasvaessa ainakin 20° asti, mutta 30° rinne alkaa puolestaan olla jo niin jyrkkä, että kävely muuttuu

kiipeämiseksi ja maaperään vaikuttavat horisontaaliset (eroosiota lisäävät) voimat heikkenivät. Toisissa tutkimuksissa eroosion on havaittu olevan suurimmillaan loivissa rinteissä: Brattonin ym. (1979) mukaan eroosio olisi voimakkainta 0° - 10° poluilla ja Evansin (1980:122) mukaan $2,9^{\circ}$ - $5,7^{\circ}$ poluilla.

Kasvillisuuden ja jyrkkyyden lisäksi polun sijoittumisella rinteen suhteen on vaikutusta, joka näkyy esimerkiksi vesieroosion voimakkuudessa. Retkeilijöiden kuluttamat polut tarjoavat valmiita reittejä, joita pitkin sadevesi pääsee vapaasti virtaamaan ja kuluttamaan vakoja. Jyrkässä rinteessä vesi pääsee virtaamaan nopeammin kuin tasamaalla, ja mikäli polku kulkee rinteen suuntaisesti, se tarjoaa helpon kulkureitin pintavalunnalle. Brattonin ym. (1979) tutkimuksessa rinnekaltevuus korreloi positiivisesti vesieroosion, urien ja paljastuneiden kivien ja juurien kanssa. Rinteen suuntaisesti kulkevien polkujen leveys kasvoi sitä enemmän, mitä jyrkempi rinne oli: todennäköisesti retkeilijät vaeltelevat enemmän polun sivuilla helpointa reittiä etsiessään (Bayfield 1973; Wimpey ja Marion 2010). Korkeuskäyrien suuntaisesti kulkevien polkujen leveys puolestaan pieneni jyrkkyyden kasvaessa (Wimpey ja Marion 2010). Olive ja Marion (2009) mittasivat eroosion määrää poluilla ja tulivat siihen tulokseen, että suurin vaikutus on polun sijoittumisella maastonmuotojen suhteen: harjanteilla ja rinteessä sijaitsevat polut kokivat vähemmän eroosiota kuin laakson pohjalla sijaitsevat polut, mikä saattaa johtua ajoittaisesta tulvimisesta. Toiseksi suurin vaikutus oli polun sijoittumisella rinteen suhteen: yhden asteen muutos rinteen suuntaisesta (0°) polusta kohti korkeuskäyrien suuntaista (90°) polkua vähensi CSA (Cross-Sectional Area)-arvoa 8 cm^2 . Myös Bratton ym. (1979) huomasivat korkeuskäyrien suuntaisesti kulkevien polkujen olevan vähiten eradoituneita.

Muutamassa tutkimuksessa on myös erikseen selvitetty, onko ylöspäin kiipeäminen vai alaspäin laskeutuminen kuluttavampaa. Weaver ja Dale (1978) vertasivat kahta polkua, joista toista kuljettiin vain ylöspäin ja toista alaspäin. Tulosten perusteella alaspäin laskeutuvien polun kasvillisuus kului nopeammin ja se oli sekä leveämpi että syvempi. Bayfield (1973) havaitsi että 13° rinteessä ylöspäin menevien askelpituus oli keskimäärin 65 cm ja alaspäin laskeutuvien 55 cm. Laskeutujista 27 % kulki polun ulkopuolella, kun kiipeäjistä näin teki vain 6 %. Polut siis levenevät pääasiassa alaspäin laskeutuvien toimesta.

3.6. Kävijämäärä

Kävijämäärien ja polun leveyden välisen suhteen on useissa tutkimuksissa havaittu olevan käyräviivainen: alussa polku levenee nopeasti kävijämäärien pysyessä matalina, kunnes kasvavat kävijämäärät leventävät polkua enää vähän kerrassaan (Dale ja Weaver 1974; Weaver ja Dale 1978; Farrell ja Marion 2001; Wimpey ja Marion 2010). Kävijämäärien ja polun leveyden välinen positiivinen korrelaatio on tullut esiin myös muissa tutkimuksissa, joissa ei ole varsinaisesti otettu kantaa suhteen muotoon (Cole 1983; Nepal ja Way 2007; Selkimäki ja Mola-Yudego 2011). Toisaalta joissain tutkimuksissa vastaavaa korrelaatiota ei ole löytynyt tai se on ollut heikko (More 1980; Marion 1994; Bjorkman 1996).

Kävijämäärien ja polun syvyyden tai eroosion välillä ei yleensä ole löydetty tilastollisesti merkitsevää yhteyttä (Dale ja Weaver 1974; Cole 1983; Olive ja Marion 2009). Poikkeuksen muodostaa kuitenkin Farrellin ja Marionin (2001) tutkimus, jossa keskimääräiset ja korkeat kävijämäärät vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi polun syvyyteen. Kirjoittajat arvelevat poikkeuksellisten tulosten taustalla olevan suhteellisen pienet kävijämäärät verrattuna aikaisempiin tutkimuksiin, kasvillisuuden ja maaperän korkeampi tallauskestävyys, jonka vuoksi vaikutukset näkyvät vasta suuremmilla kävijämäärillä, sekä polkujen sijoittumisen rinteisiin.

Pelkkien kävijämäärien ohella myös retkeilijöiden käyttäytymisellä on vaikutuksensa polkujen leveyteen. Polkua leventävää käyttäytymistä on Wimpeyn ja Marionin (2010) mukaan 1) muiden kulkijoiden ohittaminen, 2) vierekkäin kulkeminen, 3) polulla olevien ongelmien (mutaisuus, eroosio, kivikkoisuus) väistäminen (kuva 7), 4) polulta harhautuminen epäselvien opasteiden tai rajojen vuoksi, 5) vaeltelu, kun etsitään helpointa kulkureittiä jyrkässä kulkurinteessä ja 6) houkuttelevuuteen ja välttämiseen liittyvä käyttäytyminen (kuten hyvän näköalan etsiminen tai jyrkänteen välttäminen). Esimerkiksi Dale ja Weaver (1974) sekä Bayfield (1971a) huomasivat polkujen olevan hieman leveämpiä niityillä kuin metsissä ja Dale ja Weaver (1974) arvelivat sen johtuvan siitä, että avoimilla niityillä retkeilijöiden oli helpompi kulkea rinnakkain. Farrell ja Marion (2001) puolestaan havaitsivat rinnakkaisia polkuja olevan enemmän niityillä kuin metsissä ja laittoivat tämän myös helpompikulkuisen maaston piikkiin. Bayfieldin (1973) tutkimuksessa sekä polun epätasaisuus että kosteus vaikuttivat sen leveyteen, kosteus näistä kahdesta enemmän. Maaston epätasaisuus voi vaikuttaa myös toiseen suuntaan: mikäli maasto on epätasaisempaa polun vieressä kuin itse polulla, levenemistä ei tapahdu.



Kuva 7. Polulla tapahtunutta levenemistä ja haarautumista, joka johtuu ainakin osittain kosteudesta. Sipoonkorpi.

Laajemmalla tasolla tarkasteltuna ympäristölle aiheutuvaan rasitukseen vaikuttavat seurueen koko, viipymisaika, resurssien (esim. polttopuiden) käyttö ja kulkutapa (esim. kävellen tai ratsain). Hendee ym. (1990) luokittelevat erilaiset retkeilijäryhmät heidän aiheuttamiensa ympäristövaikutusten mukaan seuraavasti (suurimmasta pienimpään):

- 1) Ratsain liikkuvat suuret ryhmät
- 2) Ratsain liikkuvat pienet ryhmät
- 3) Suuret ryhmät jotka yöpyvät maastossa
- 4) Pienet ryhmät jotka yöpyvät maastossa ja käyttävät polttopuita ruuan valmistukseen
- 5) Suuret päiväretkeilijöiden ryhmät
- 6) Pienet ryhmät jotka yöpyvät maastossa ja käyttävät retkikeittimiä ruuan valmistukseen polttopuiden sijasta
- 7) Pienet päiväretkeilijöiden ryhmät

Vaikka retkeilijämäärät olisivat suuret, retkeilijät yleensä suosivat tiettyjä paikkoja muita enemmän, minkä vuoksi vaikutukset keskittyvät suhteellisen pienille alueille.

3.7. Retkeilyrakenteet

Retkeilyrakenteita ovat erilaiset maastoon rakennetut aidat, kyltit, nuotio- ja taukopaikat, mökit, laavut, portaat ym. joilla pyritään ohjaamaan ihmisten liikkumista tai lisäämään retkeilyn mukavuutta. Erityisesti telttailualueiden kuluminen on kiinnittänyt tutkijoiden huomion. Telttailualueet eroavat poluista käyttömääriensä ja laajuutensa puolesta, koska pienelle alueelle voi keskittyä suurikin määrä ihmisiä kerralla ja he viipyvät samassa paikassa mahdollisesti useita päiviä. Telttailu- ja muiden taukopaikkojen houkuttelevuus perustuu niiden tarjoamiin retkeilypalveluihin, joihin kuuluvat (paikasta riippuen) nuotiopaikat, penkit, pöydät, laavut, autio- ja varaustuvat, opastaulut, käymälät, puuvajat, jäteastiat, kaivot ja laiturit. Tuvan ja nuotiopaikan välinen etäisyys on tärkein häiriintyneen alueen laajuuteen vaikuttava tekijä, kun taas telttailualueen iällä, kävijämäärällä tai tuvan ja puuvajan välisellä etäisyydellä ei ole vaikutusta (Kangas ym. 2007). Kävijämäärä ja tupa-puuvaja -etäisyys vaikuttavat kuitenkin alueelle johtavien polkujen lukumäärään.

3.8. Eri kulkumuodot

Edellisissä kappaleissa kuvaillut retkeilyn vaikutukset ovat koskeneet nimenomaan jalan kulkevaa retkeilijää. Erilaisilla kulkumuodoilla on kuitenkin havaittu olevan erilainen vaikutus polkujen leveyteen ja syvyyteen. Esimerkiksi pyöräreittien leveys on noin 61 cm, kävelyreittien 82 cm, hevospolkujen 208 cm ja mönkijäreittien (ATV) 267 cm (Marion ja Olive 2006).

3.8.1. Hevonen

Kävelijään verrattuna tasamaalla kulkeva hevonen kuluttaa ruohokasvillisuutta kaksi kertaa ja metsäkasvillisuutta kolme kertaa nopeammin (Weaver ja Dale 1978). Colen ja Spildien (1998) tutkimuksessa kuluminen oli vielä nopeampaa: metsäkasvillisuus kului kuusi kertaa ja kortevaltainen kasvillisuus kymmenen kertaa nopeammin. Mikäli tasamaalta siirrytään rinteeseen, erot ovat vielä suuremmat. 15° rinteessä ruohokasvillisuus kuluu kolme kertaa nopeammin kuin käveltäessä. Metsäkasvillisuuden kohdalla sekä kävelijä että ratsukko kuluttavat kasvillisuutta aluksi nopeasti, mutta kun alle puolet kasvillisuuspeitosta on enää jäljellä, ero kasvaa selvästi: ratsukko tuhoaa koko kasvillisuuden 200 tallauskerran aikana, kun kävelijältä siihen kuluu 1000 tallauskertaa (Weaver ja Dale 1978).

Hevosten tallaamat polut olivat kaikissa tapauksissa leveämpiä kuin kävelijöiden. 1000 tallauskerran jälkeen ero oli ruohokasvillisuuden peittämässä rinteessä ja metsäkasvillisuuden peittämällä tasamaalla alle kaksinkertainen, mutta

ruohokasvillisuuden peittämällä tasamaalla ja metsäkasvillisuuden peittämässä rinteessä kolminkertainen. Hevosten tekemät polut vaihtelivat noin 70 senttimetristä (metsäinen tasamaa) 120 senttimetriin (metsäinen rinne). Ratsastuspolut olivat yleisesti ottaen myös syvempiä kuin kävely- ja moottoripyöräpolut. Ero kävelypolkuihin verrattuna oli 2-3 senttimetriä, lukuun ottamatta metsäistä rinnettä, jossa ero oli lähemmäs 12 senttimetriä. Sama tutkimus myös osoittaa, että alaspäin kulkeminen on kuluttavampaa kuin ylöspäin kipuaminen (Weaver ja Dale 1978).

3.8.2. Moottoripyörä

Moottoripyörän kulutusvaikutus tasaisella ruohomaalla on suunnilleen yhtä voimakasta kuin kävelijän, suurimmillaan ero on kaksinkertainen 500 tallauskerran molemmin puolin. Rinteessä moottoripyörä tekee kuitenkin huomattavasti suurempaa tuhoa kuin kävelijä tai ratsukko. Jo 400 tallauskerran jälkeen kaikki kasvillisuus on kulunut pois, kun ratsastuspolulla siitä oli jäljellä 35 % ja kävelypolulla 65 %. Metsämaastossa pyörän kulutusvaikutus on suunnilleen samanlainen kuin ratsukolla, eroa tulee lähinnä rinteessä, jossa moottoripyörä on kuluttanut kaiken kasvillisuuden pois 300 tallauskerran jälkeen (vrt. ratsukon 200). Leveydeltään moottoripyöräpolut ovat kävely- ja ratsastuspolkujen välissä vaihdellen noin 35 senttimetristä (tasainen ruohomaasto) 70 senttimetriin (ruohokasvillisuuden peittämä rinne). Syvyydeltään moottoripyöräpolut ovat lähellä kävelypolkuja, poikkeuksen muodostavat vain niityillä ylärinteeseen kulkeva moottoripyörä, joka muodostaa aluksi hyvin kapean ja syvän polun, sekä metsäisessä rinteessä kulkeva polku, joka on noin 3 senttimetriä syvempi (Weaver ja Dale 1978).

3.8.3. Maastopyörä

Subalpiinisella ruohomaalla maastopyöräily vaikuttaa mm. kasvillisuuden korkeuteen ja peittävyYTEEN, lajirunsauteen, kasvillisuuden koostumukseen ylipäänsä sekä maaperän tiivistymiseen. Nopeimmin muutokset näkyvät kasvillisuuden korkeudessa. Eroa on myös sillä, ajetaanko rinteeseen suuntaisesti vai poikittain. Ylös- ja alaspäin ajaminen vahingoittaa kasvillisuutta enemmän (kokonaispeittävyys ja kasvillisuuden koostumus) sekä aiheuttaa enemmän maaperän tiivistymistä. Jalan kulkemiseen verrattuna pyöräilyllä on suurempi vaikutus kasvillisuuden peittävyYTEEN ja ruohokasveihin, mutta erot tulevat selvästi esille vasta intensiivisessä käytössä (500 kulkukertaa). Pyöräily myös tiivistää maaperää alussa enemmän, mutta kahdessa viikossa erot pyöräilyn ja kävelyn välillä katoavat (Pickering ym. 2011).

4. Tutkimusalue

Sipoonkorpi voidaan määritellä Helsingin, Vantaan ja Sipoon alueilla sijaitsevaksi metsä- ja peltoalueeksi, joka on laajuudeltaan noin 7200 hehtaaria (metsiä 4600 hehtaaria) (Honkanen 2006: 5). Alueella ei ole tarkkaa tai virallista rajausta. Yksi vaihtoehto rajaa Sipoonkorven seuraavien teiden mukaan: Porvoonväylä, Immersbyntie, Hindsbyntie, Brobörentie, Keravantie, Kuninkaantie, Jokivarrentie, Vanha Porvoontie, Neidonrinne, Myyraksenoja, Nurmimäentie ja Sotungintie (kuva 12). Sipoonkorpea ja Sipoonkorven kansallispuistoa ei pidä sekoittaa keskenään: ensimmäinen on laaja pelto- ja metsäalue, jonka sisällä jälkimmäinen sijaitsee. Sipoonkorven maisemassa vuorottelevat sekä metsät että pelto- ja niittyaukeat. Asutusta on harvakseltaan alueen sisällä, ainoa laaja ja yhtenäinen asuinalue on Landbo Sipoonkorven eteläosassa. Metsät ovat pääasiassa tuoreita ja lehtomaisia kankaita (kuvat 8 ja 9), mutta kallioisilla alueilla kasvillisuus muistuttaa enemmän kuivahkoita kankaita. Rehevien metsien osuus kasvaa etelästä pohjoiseen siirryttäessä ja merkittäviä lehtoalueita löytyy sekä Sipoonkorven itä- että keskiosista. Suot ovat enimmäkseen rämeitä ja korpia sekä näiden yhdistelmätyyppejä. Suuret suoalueet on ojitettu, pienistä soista osa on puolestaan säästynyt ojituksilta. Vesistöjen umpeenkasvu muuttaa lampia uusiksi soiksi. Kaiken kaikkiaan lampia ja pikkujärviä on Sipoonkorvessa 17, joista suurimmat ovat Fiskträsk, Byträsk ja Helträsk. Myös pienet joet ja metsäpurot halkovat laajalti maisemaa (Honkanen 2006: 7.)



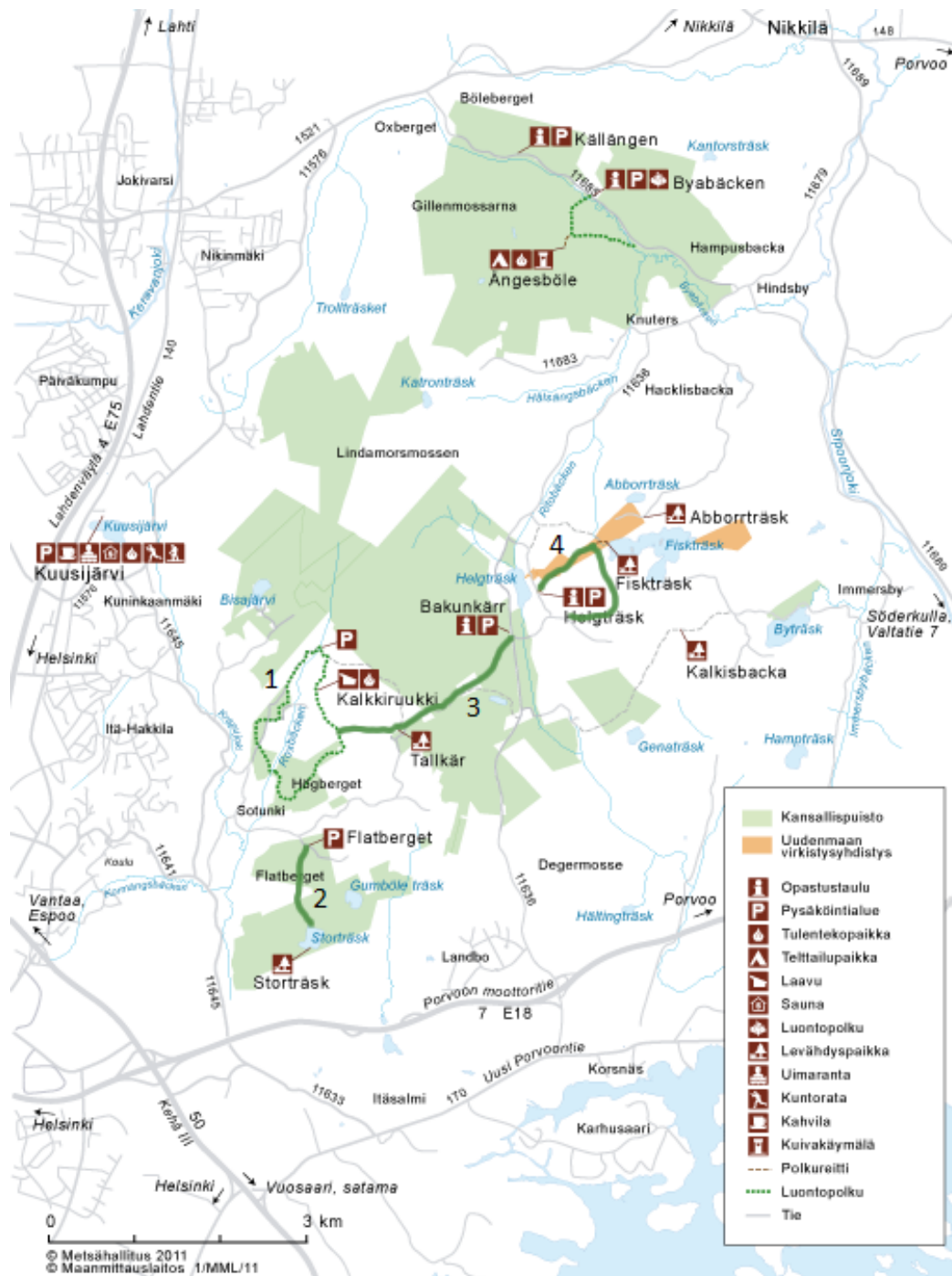
Kuva 8. Lehtomaisella kankaalla on melko hyvä kulutuskestävyys. Sipoonkorpi.



Kuva 9. Tuoreella kankaalla on hyvä kulutuskestävyys. Sipoonkorpi.

Maaperä on enimmäkseen kalliota, jonka päällä on ohut kerros maa-ainesta. Kallioiden välissä sijaitsee savikkoja, joista suurin osa on otettu viljelykäyttöön, pienempiä moreenialueita sekä satunnaisia hietikkoja. Soiden ympärillä maaperä koostuu lähinnä turpeesta.

Sipoonkorven alueella kulkee kaksi luontopolkua: Byabäckenin luontopolku (1,5 km) alueen pohjoisosassa ja Kalkkiruukin luontopolku (4,8 km) länsiosassa (kuva 10). Muita merkittäviä reittejä kulkee Helgträskiltä Fiskträskille ja siitä edelleen Kalkisbackaan ja Bakunkärrin pysäköintialueelle. Myös Bakunkärrin ja Kalkkiruukin luontopolun välille rakennetaan yhdysreittiä, jonka maastomerkintä on vielä keskeneräinen. Pysäköintipaikkoja on viisi: Hindsby ja Byabäcken alueen pohjoisosassa, Bakunkärr Knutersintien varressa, siitä lyhyen matkan päässä oleva Helgträsk sekä Flatberget alueen länsilaidalla. Kalkkiruukin pysäköintipaikka on poistettu käytöstä. Kalkkiruukin luontopolun varresta sekä Bisajärven läheisyydestä löytyvät laavut, joista Kalkkiruukissa on myös tulentekopaikka. Muut tulentekopaikat sijaitsevat Ängesbölessä Byabäckenin luontopolun läheisyydessä ja Storträskin rannalla. Alueen ainoa telttailupaikka ja yleisökäymälä sijaitsevat Ängesbölessä. Lisäksi alueella on vaatimattomampia levähdyspaikkoja Tallkärrissä, Kalkisbackassa, Aborrträskissä ja Storträskillä. Läheiseltä Kuusijärven virkistysalueelta kulkee useita reittejä Bisajärvelle ja sieltä edelleen syvemmälle Sipoonkorpeen.



Kuva 10. Sipoonkorven alueen palvelutarjonta, tärkeimmät polut sekä Sipoonkorven kansallispuiston rajaus. Numeroidut polut viittaavat tutkimuksessa käytettyihin polkumalleihin (s. 51) (© Metsähallitus, kirjoittajan muokkaama).

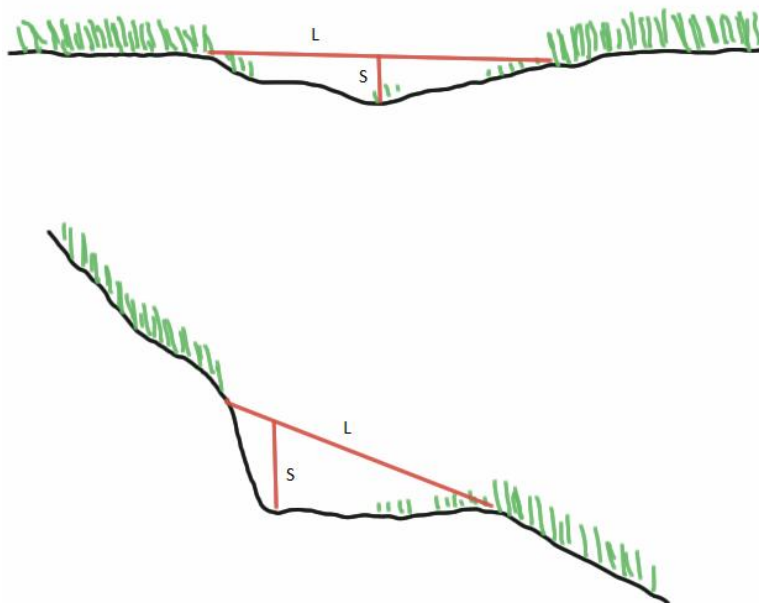
5. Tutkimusmenetelmät

5.1. Tutkimusaineisto

Suurin osa maastotöistä suoritettiin heinäkuussa 2013 ja niitä täydennettiin maalajiryhmien osalta heinäkuussa 2014. Mittauspisteitä oli yhteensä 387 (liite 9) ja ne sijaitsivat eri puolilla Sipoonkorpea (kuvat 12 ja 13). Tutkittavat polut valittiin Sipoonkorven retkeilykartan perusteella ja ne olivat kaikki helposti saavutettavissa joko julkisilla liikennevälineillä tai autolla, lähtien liikkeelle joko parkkipaikalta tai yleisen tien reunasta. Jossain tapauksissa kartan kanssa päädyttiin harhaan: karttaan merkittyä polkua ei aina löytynyt, ja toisaalta maastossa kulkee paljon epävirallisia polkuja, joita ei ole kartassa. Tällaisessa tilanteessa pyrittiin valitsemaan polku, joka näytti selvästi kuljetulta. Mittauspisteet pyrittiin valitsemaan polun varrelta satunnaisesti, niin että mukaan kertyi vaihtelevasti erilaista maastoa: kalliota, rinnettä, tasamaata ja erilaisia metsätyyppejä. Mittauksia ei suoritettu aivan polkujen lähtöpaikassa eikä sellaisissa kohdissa, jossa polku haarautui useammaksi rinnakkaiseksi reitiksi tai missä kivet tai puut selvästi rajasivat polun leveyttä. Analyysiä varten kerättiin seuraavat tiedot:

Polun leveys. Leveys mitattiin poikittain polun kulkusuuntaan nähden reunasta reunaan (kuva 11). Polun reunaksi määriteltiin se kohta, jossa kasvillisuus tai jäkälä kasvoi yhtenäisenä ja vaikutti silmämääräisesti tarkasteltuna häiriintymättömältä. Erityisesti kuusikoissa, joissa kenttäkerros oli välillä hyvin harvaa, mittaukset jäivät tekemättä, koska polun reunaa ei pystytty luotettavasti määrittämään. Leveys mitattiin viiden senttimetrin tarkkuudella rullamitan avulla.

Polun syvyys. Syvyys mitattiin mittauspisteen kohdalta polun poikkileikkauksen syvimmästä kohdasta (kuva 11). Mittauspiste pyrittiin valitsemaan sen mukaan, ettei sen kohdalla olisi kiviä tai juuria. Tosin aina tämä ei ollut mahdollista. Polun ”normaalitaso” määritettiin reunasta reunaan vedetyn, kireällä olevan rullamitan avulla ja mittaukset suoritettiin mittatikulla 0,5 senttimetrin tarkkuudella. Avokallioilla syvyyttä ei mitattu, koska niissä ei havaittu silmämääräistä kulumaa. Mikäli kallion päällä oli kuitenkin ohut kerros maa-ainesta (tai mittauspiste oli vain osittain kalliota), syvyys on mitattu.

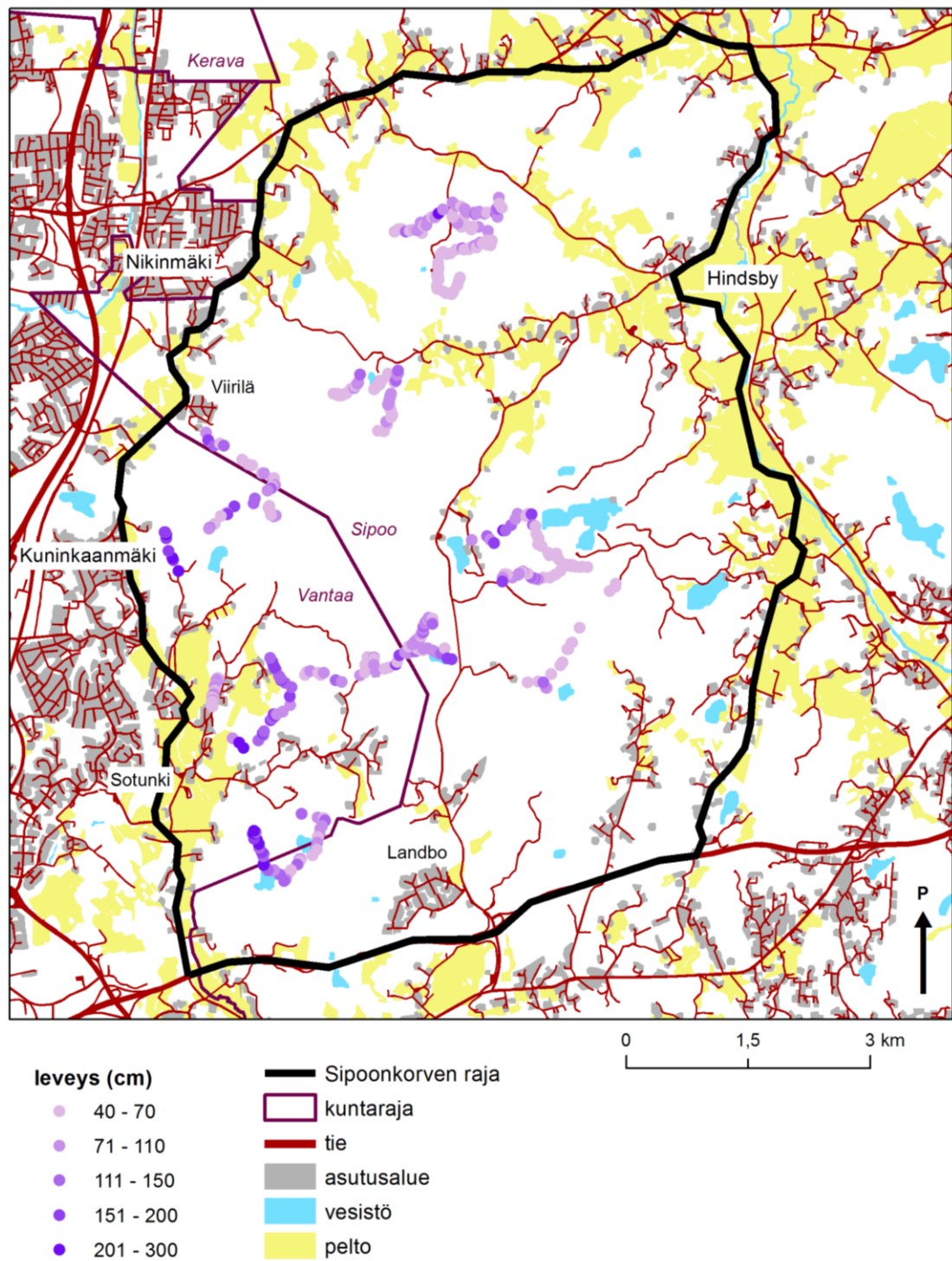


Kuva 11. Polun leveyden ja syvyyden mittaaminen. L=leveys, S=syvyys.

Metsätyyppi. Metsätyypin määrittämistä varten jokaisesta mittauspisteestä tunnistettiin ja kirjattiin ylös neljä - viisi yleisintä kenttäkerroksen kasvilajia. Lisäksi ympäröivää maastoa pyrittiin tarkastelemaan kokonaisuutena. Varsinaisessa metsätyypin määrittämisessä käytettiin apuna Metsäntutkimuslaitoksen interaktiivista sivustoa (Metsätyypit – opas kasvupaikkojen luokitteluun, www.metla.fi/metinfo/kasvupaikkatyypit/metsatyypit.swf). Suurin osa mittauspisteistä sijoittui mustikkatyypin (MT) tuoreisiin kangasmetsiin tai käenkaali-mustikkatyypin (OMT) lehtomaisiin kangasmetsiin. Tätä rehevämät kasvupaikat luokiteltiin lehdoiksi ja kuivemmat kasvupaikat (puolukkatyyppin (VT) kuivahkot kankaat ja kanervatyypin (CT) kuivat kankaat) yhdistettiin samaan luokkaan. Käytännössä V+CT –tyypin kasvupaikat sijaitsivat avokallioilla.

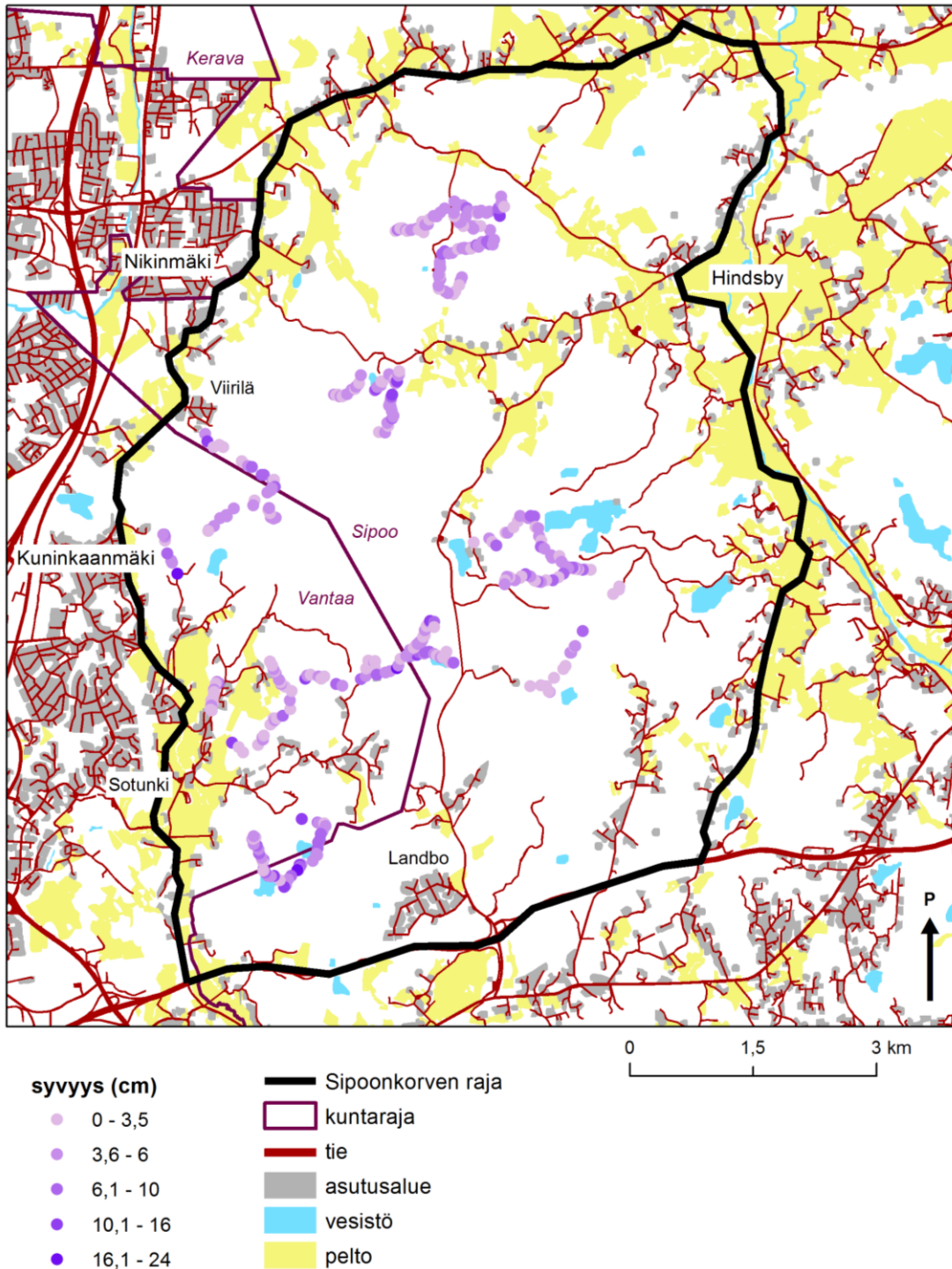
Maalaji. Ajan säästämiseksi tarkan maalajin sijaan päädyttiin tunnistamaan jokaisesta mittauspisteestä maalajiryhmä. Apuna käytettiin pistokairaa, jolla otettiin näyte eloperäisen pintamaan alta löytyvästä mineraalimaasta. Tunnistaminen perustui kentällä suoritettuun silmämääräisen tunnistamiseen sekä erilaisiin käsin tehtyihin tunnistuskokeisiin (Korhonen ym. 1974). Suurin osa mittauspisteiden maaperänäytteistä sijoittui hieno- tai karkearakeisiin maalajeihin. Lisäksi erityisesti soiden lähellä oli jonkin verran eloperäisiä maalajeja. Koska moreenin tunnistaminen olisi vaatinut enemmän kuin pelkän pistokairan, ”moreeni” maalajiryhmä lisättiin aineistoon jälkikäteen. Kentältä saatuja tuloksia verrattiin GTK:n digitaaliseen maaperäaineistoon (ladattavissa PaITulista), jonka perusteella

”karkea” ja ”hieno” -maalajiryhmät muutettiin moreeniksi. (Avo)kallio muodostaa viidennen maalajin.



Kuva 12. Polun leveys mittauspisteittäin. Leveimmät polut sijoittuvat alueen lounais- ja länsiosiin, kun taas kapeammat polut löytyvät harvaanasutuista pohjois- ja itäosista (taustaineisto Maanmittauslaitos ja Maaseutuvirasto).

Rinne. Rinteen kaltevuus mitattiin sellaisista kohdista, joissa maaperä silmämääräisesti havainnoiden selvästi vietti johonkin suuntaan. Mittaamisessa käytettiin vatupassia ja mittatikkua, joiden avulla muodostettiin suorakulmainen kolmio. Kun kateettien pituudet



Kuva 13. Polun syvyys mittauspisteittäin. Polkujen syvyys ei noudattele selvää alueellista trendiä, vaan sekä syviä että matalia polkuja löytyy ympäri Sipoonkorpea.

olivat tiedossa, voitiin kulma laskea trigonometristen funktioiden avulla. Rinteen suunnasta riippuen kaltevuus mitattiin sekä pituussuunnassa että poikittaissuunnassa polkuun nähden.

Etäisyys. Etäisyys on laskettu jälkikäteen ArcMap -ohjelmistolla ja sen tarkoituksena on kuvata kävijämääriä. Apuna käytettiin Maanmittauslaitoksen Maastotietokantaa (ladattavissa paITulista), josta valittiin taajaan rakennettuja alueita kuvaavat vektoritiedostot. Tiedostot yhdistettiin ja niihin digitoitiin jälkikäteen Sipoonkorven alueella sijaitsevat parkkipaikat Sipoonkorven retkikartan perusteella. Kalkkiruukin luontopolun alkupisteessä ei enää sijaitse virallista parkkipaikkaa, mutta tiedostoon sellainen lisättiin, koska tutkimuksen tekijän havaintojen perusteella polun alkupisteen läheisyyteen Kalkkiuunintielle ja Uunimäentielle pystyy moniin kohtiin jättämään auton ja esimerkiksi kauniina kesäsunnuntaina alue voi olla hyvinkin ruuhkainen. Jokaisesta mittauspisteestä laskettiin lyhin etäisyys joko asutukseen tai parkkipaikalle ArcMap 10.1 -ohjelmiston Near -työkalulla. Oletuksena on, että mitä lähempänä mittauspisteet sijaitsevat asutusta tai parkkipaikkaa, sitä kuluneempia (leveämpiä tai syvempiä) ne ovat.

5.2. Tilastolliset menetelmät

Maastosta kerätty ja digitaalisesti täydennetty aineisto muodosti kuusi selittävää muuttujaa: rinteen kaltevuus polun suuntaisesti (pitkittäisrinne) (taulukko 2), rinteen kaltevuus poikittain polkuun nähden (poikittaisrinne), metsätyyppi (taulukko 3), maaperä ja etäisyys lähimmästä tiiviisti rakennetusta alueesta. Selitettäviä muuttujia oli puolestaan kaksi: polun leveys ja syvyys.

Jatkuvien selittävien muuttujien yhteyttä leveyteen ja syvyyteen testattiin korrelaatiotestillä. Koska aineisto ei ollut normaalijakautunutta, metodina käytettiin Spearmania. Luokkamuuttujien (metsätyyppi ja maalaji) suhdetta leveyteen ja syvyyteen testattiin puolestaan Kruskal-Wallis testillä.

Seuraavaksi selittävästä muuttujista muodostettiin sekä ensimmäisen että toisen asteen lineaariset yhtälöt hyödyntäen yleistettyjä lineaarisia malleja (generalized linear models, GLM) ja niiden merkitsevyyttä testattiin ANOVA:n F-testillä. Yleistetyt lineaariset mallit ovat jatkoa lineaarisille malleille. Perinteisten lineaaristen mallien ongelmana on, että ne eivät kykene käsittelemään ei-normaalijakautunutta aineistoa, epälineaarisia suhteita tai luokkamuuttujia, ja siksi niitä ei tässä tutkimuksessa voitu käyttää. Yleistetyillä lineaarisilla malleilla voidaan käsitellä erilaisia jakaumia (poisson, binomi, gamma) linkkifunktion avulla, joka muuntaa vasteen arvot malliin sopiviksi (Guisan ym. 2002).

Koska maalaji ja metsätyyppi ovat osittain riippuvia toisistaan (Vuolanto ja Tuhkanen 1982:111), lineaarisia malleja muodostettiin yhteensä neljä: kaksi lineaarista mallia leveydelle, jossa toisessa on mukana maalaji ja toisessa metsätyyppi, ja kaksi lineaarista mallia syvyydelle, jossa toisessa on mukana maalaji ja toisessa metsätyyppi. Mallien evaluointia varten aineisto jaettiin satunnaisesti kahteen osaan, kalibraatioaineistoon (70 % aineistosta) ja evaluointiaineistoon (30 % aineistosta). Muuttujia poistettiin taaksepäin askeltavalla menetelmällä kunnes jäljellä olivat vain tilastollisesti merkitsevät ($p < 0,05$) muuttujat.

Yleistettyjen lineaaristen mallien ohella aineiston analysoinnissa käytettiin yleistettyjä additiivisia malleja (generalized additive models, GAM). Ne ovat yleistettyjen lineaaristen mallien semi-parametrisia jatkeita, jotka mahdollistavat selitettävän ja selittävien muuttujien välisen suhteen ei-parametrisuuden (Guisan ym. 2002). Yleistetyt additiiviset mallit muistuttavat rakenteeltaan yleistettyjä lineaarisia malleja, mutta korkeamman asteen termien sijaan selittävien muuttujien tasoitus määritetään tasoitusfunktioilla (McCullagh ja Nelder 1989:465). Ne eivät tee valmiita oletuksia aineiston suhteen, vaan pyrkivät löytämään tasaisen muodon aineiston avulla. Samoin kuin lineaarisia malleja, GAM-malleja oli yhteensä neljä: leveyden suhde metsätyyppiin ja maalajiin, sekä syvyyden suhde metsätyyppiin ja maalajiin. Vapausasteiden annettiin vaihdella yhden ja neljän välillä ja aineistona käytettiin samaa kalibraatioaineistoa kuin GLM:n kanssa.

Koska tutkimuksen yhtenä tarkoituksena on yrittää tunnistaa polkujen kulumiseen eniten vaikuttavat tekijät, selittävien muuttujien yksittäistä selitysasetta testattiin vielä erikseen hierarkkisella osituksella. Tämä menetelmä ottaa huomioon kaikki mahdolliset mallit regressiohierarkiassa ja tuo esiin muuttujien itsenäisen vaikutuksen (Mac Nally 1996). Ositus tehtiin koko aineistolle.

Aikaisempien tutkimusten perusteella kävijämäärä vaikuttaa erityisesti polkujen leveyteen. Koska tutkimuksessa olevien polkujen tarkat kävijämäärät eivät ole tiedossa, muuttujan kontrolloimaton vaihtelu pyrittiin minimoimaan valitsemalla aineistosta erikseen neljä polkua, jotka muodostivat yhtenäiset reitit. Näiden reittien valinta perustui oletukseen, että kävijämäärät pysyisivät samoina koko reitin matkalta ja näin ollen kävijämäärällä ei olisi tilastollista merkitystä. Kaikille neljälle polulle muodostettiin samat GLM- ja GAM -mallit kuin koko aineistolle.

Taulukko 2. Jatkuvien selittävien muuttujien tilastolliset tunnusluvut.

	max	keskiarvo ja (keskihajonta)	mediaani	min
pitkittäisrinne	21,8	3,22 (5,33)	0	0
poikittaisrinne	23,4	1,30 (4,17)	0	0
etäisyys	2176	1015,70 (459,02)	962	123

Taulukko 3. Vastemuuttujien ja luokkamuuttujien keskeiset tilastolliset tunnusluvut.

	leveys (cm)					syvyys (cm)			
	mittaus- pisteet	min	keskiarvo ja (keskihajonta)	mediaani	max	min	keskiarvo ja (keskihajonta)	mediaani	max
kaikki	387	40	90,20 (46,26)	75	300	0,0	4,90 (2,93)	4,5	24,0
V+CT	21	45	94,05 (51,05)	70	250	0,0	2,71 (1,96)	3,0	6,0
MT	257	40	88,33 (44,07)	75	300	0,0	5,15 (3,01)	5,0	24,0
OMT	98	40	96,53 (51,56)	80	265	0,0	4,57 (2,84)	4,5	20,0
lehdot	11	40	69,55 (29,95)	70	140	3,0	4,64 (1,43)	4,5	7,0
eloperäinen	23	40	71,30 (30,9)	60	135	2,0	5,41 (3,46)	4,5	16,0
hieno	194	40	90,93 (46,15)	75	300	1,5	5,04 (2,75)	4,5	24,0
karkea	76	40	81,32 (38,54)	70	210	2,0	5,26 (2,21)	5,0	15,0
moreeni	41	40	90,98 (43,99)	80	240	1,5	6,28 (3,56)	5,5	20,0
kallio	53	40	107,70 (57,92)	100	250	0,0	2,26 (2,24)	2,0	9,5

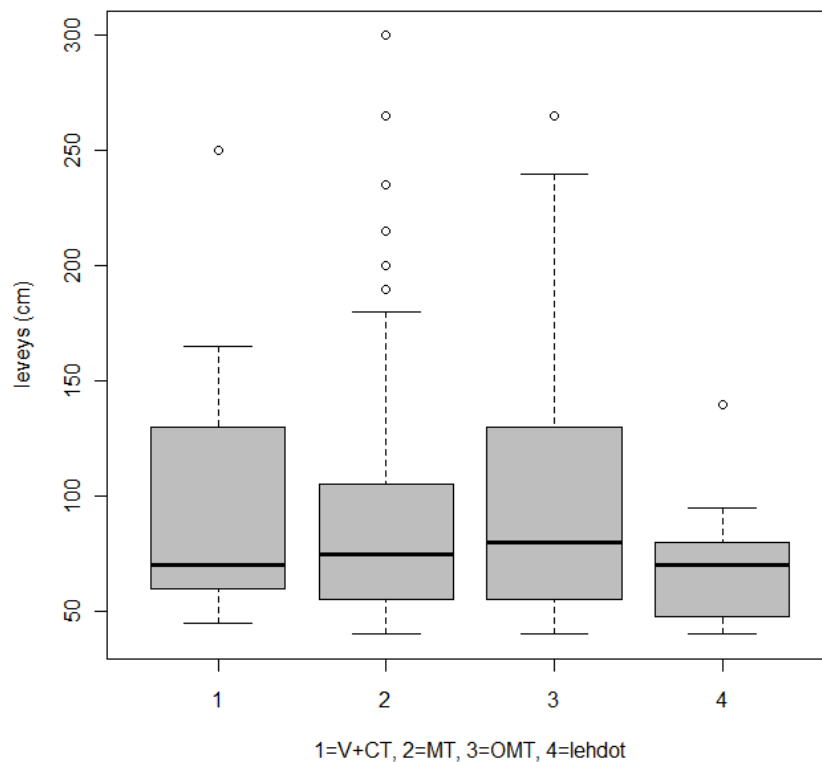
6. Tulokset

Leveyden ja kolmen jatkuvan selittävän muuttujan (etäisyys, pitkittäisrinne ja poikittaisrinne) väliltä löydettiin positiiviset riippuvuussuhteet, mutta syvyyden ja muuttujien välillä tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota ei löytynyt (taulukko 4). Myöskään etäisyyden, pitkittäis- ja poikittaisrinteen väliltä ei löytynyt merkitseviä korrelaatioita, joten niiden välillä ei ole havaittavissa multikollineaarisuutta.

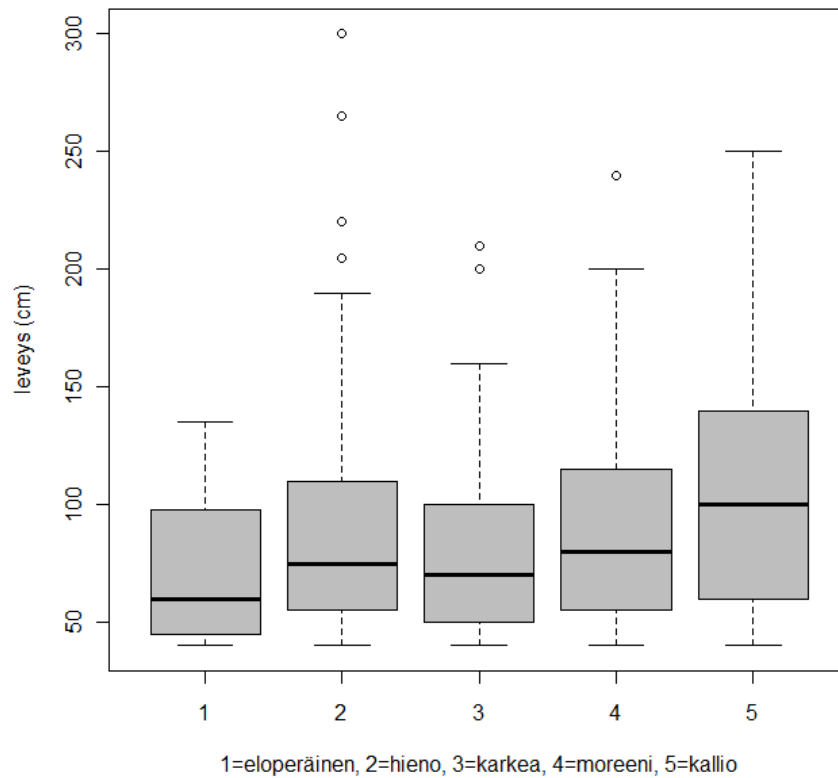
Metsätyypin ja maalajin suhdetta leveyteen testattiin Kruskal-Wallis testillä, jonka perusteella maalaji olisi tilastollisesti merkitsevä, mutta metsätyyppi ei ($p < 0,05$). Eri metsätyyppien vaikutus polkujen leveyteen käy ilmi kuvasta 14 (vertaa taulukko 3). Maalajin vaikutus leveyteen näkyy kuvassa 15.

Taulukko 4. Spearmanin korrelaatiokertoimet leveyden ja jatkuvien selittävien muuttujien sekä syvyyden ja jatkuvien selittävien muuttujien välillä. Leveyden kohdalla kaikki jatkuvat selittävät muuttujat olivat tilastollisesti merkitseviä, syvyyden kohdalla ei yksikään.

		korrelaatio- kerroin	p-arvo
leveys	etäisyys	-0,447	<0,001***
	pitkittäisrinne	0,128	0,012*
	poikittaisrinne	0,255	<0,001***
syvyys	etäisyys	0,012	0,821
	pitkittäisrinne	-0,002	0,965
	poikittaisrinne	0,038	0,454

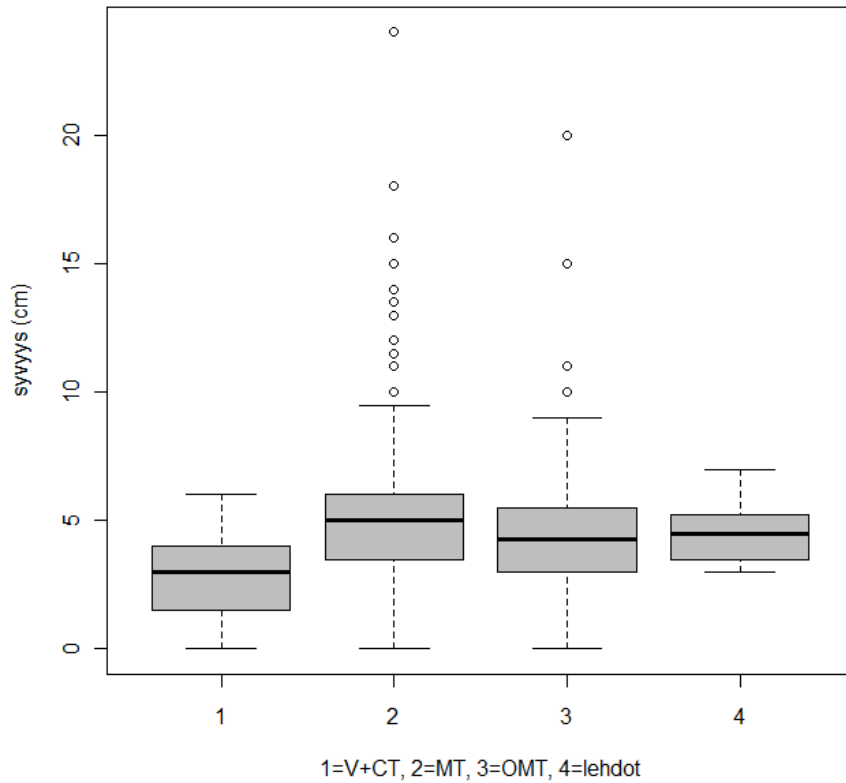


Kuva 14. Metsätyypin vaikutus leveyteen. Musta viiva näyttää mediaanin ja harmaa alue ala- ja yläkvartiilin välisen alueen. Kuvan perusteella lehdoissa sijaitsevat polut ovat kapeampia ja lehtomaisilla kankailla sijaitsevat polut leveimpiä.

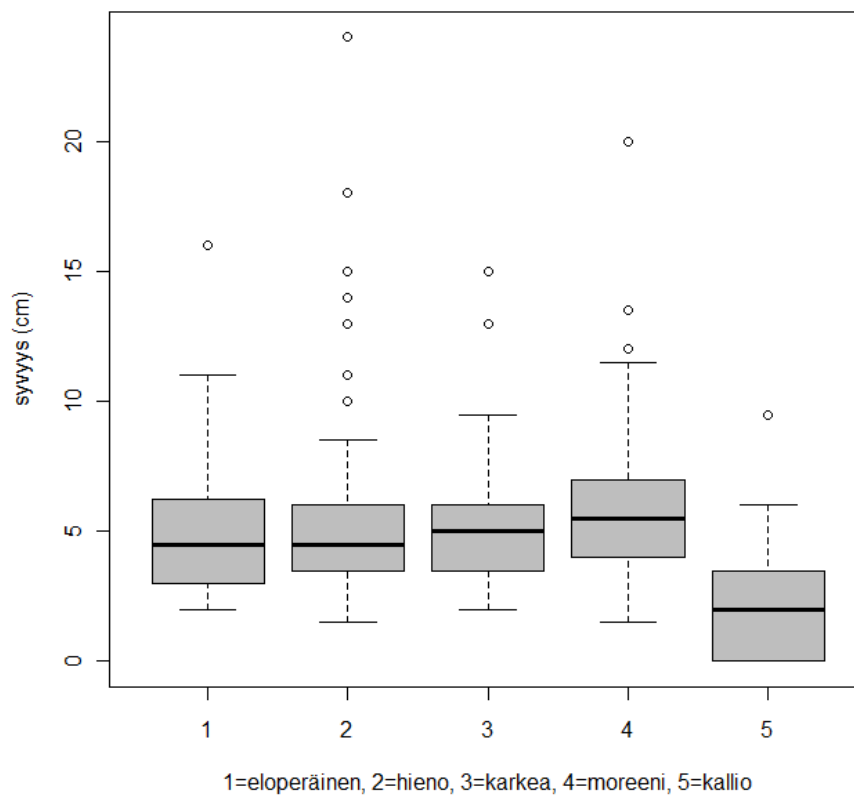


Kuva 15. Maalajin vaikutus leveyteen. Kuvan perusteella leveimmät polut löytyvät kallioilta ja kapeimmat polut niiltä alueilta, joilla maalaji on eloperäistä eli turvetta tai liejua.

Myös syvyyden suhdetta metsätyyppiin ja maalajiin testattiin Kruskal-Wallis testillä, jonka mukaan metsätyyppi ja maalaji olivat molemmat tilastollisesti merkitseviä ($p < 0,05$). Eri metsätyyppien vaikutus polkujen leveyteen käy ilmi kuvasta 16. Maalajin vaikutus leveyteen näkyy kuvassa 17.



Kuva 16. Metsätyyppin vaikutus syvyyteen. Kuvan perusteella matalimmat polut sijaitsevat kuivilla ja kuivahkoilla kankailla, syvimät puolestaan tuoreilla kankailla.



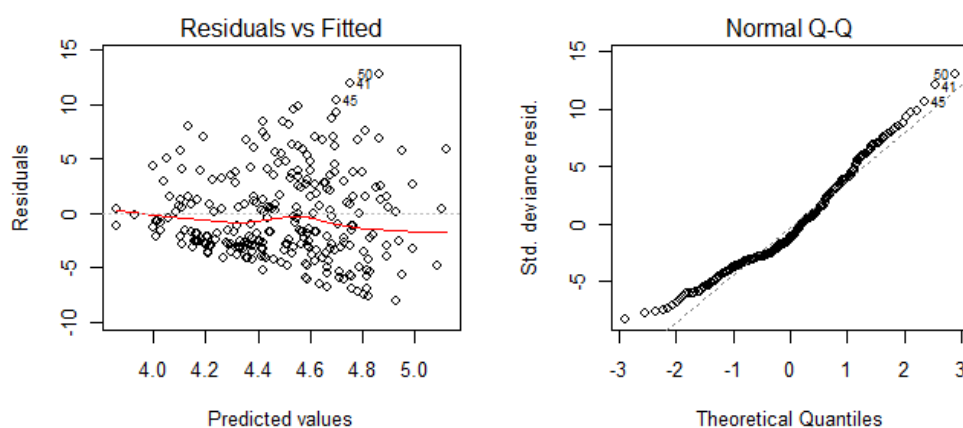
Kuva 17. Maalajin vaikutus syvyyteen. Kuvan perusteella matalimmat polut sijaitsevat kallioilla ja syvimät niillä alueilla, joissa maaperä koostuu moreenista.

6.1. GLM-mallit

Metsätyyppi-leveys -mallissa kaikki muuttujat olivat tilastollisesti merkitseviä ($p < 0,05$) (taulukko 5) ja mallin selitysaste (D^2) oli 26 %. Taulukosta 5 nähdään että parhaiten hajontaa selittää etäisyyden ensimmäisen asteen termi (15 %) ja toiseksi parhaiten poikittaisrinteen ensimmäisen asteen termi (4 %). Etäisyyden ja pitkittäisrinteen toisen asteen termit selittävät hajontaa heikoiten, mutta ovat kuitenkin tilastollisesti erittäin merkitseviä. Havaittujen ja ennustettujen arvojen väliset alueelliset erot on esitetty liitteessä 1. Spearmanin korrelaatiokerroin oli kalibraatioaineistolle 0,508 ja evaluointiaineistolle hieman pienempi 0,485. Residuaalien tarkastelusta huomataan, että varianssi kasvaa hieman arvojen suurentuessa (kuva 18).

Taulukko 5. F-testin tulokset metsätyyppi-leveys -mallin tilastollisesti merkitseville muuttujille. Metsätyyppin lisäksi mukana ovat pitkittäisrinne, poikittaisrinne ja etäisyys.

Muuttuja	hajonta	residuaalien hajonta	Pr (>F)
vakiotermin		5895,7	
pitkittäisrinne	74,87	5820,8	<0,001***
pitkittäisrinne ²	29,91	5790,9	<0,001***
poikittaisrinne	235,03	5555,9	<0,001***
poikittaisrinne ²	93,92	5461,9	<0,001***
etäisyys	908,00	4361,4	<0,001***
etäisyys ²	12,12	4349,2	<0,001***
metsätyyppi	192,56	5269,4	<0,001***

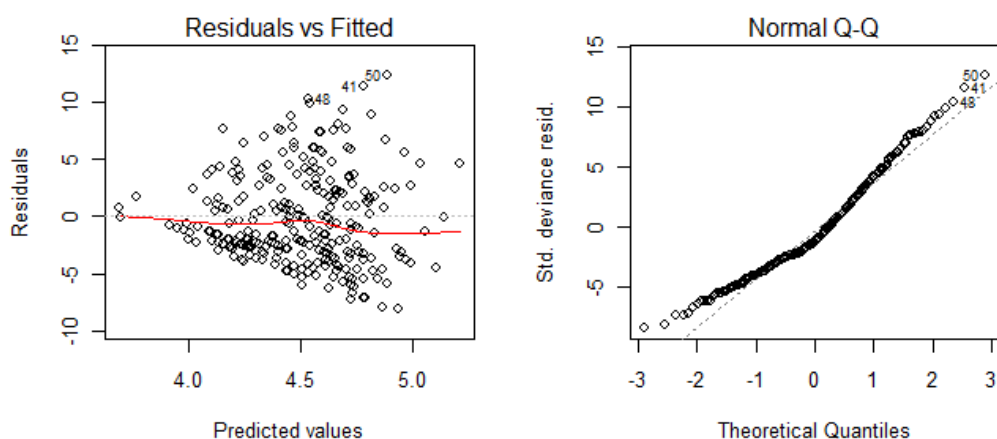


Kuva 18. Regression residuaalit vastaan ennustetut arvot sekä residuaalien normaalityyppisyys. Hyvin sopivassa mallissa residuaalit muodostavat tasaisen vyön nolla-arvon ympärille eikä niiden sijoittumisessa ole havaittavissa selkeää kuviota. Mikäli residuaalit ovat normaalisti jakautuneet, ne muodostavat suoran viivan.

Myös maalaji-leveys -malliin tulivat mukaan kaikki selittävät muuttujat (taulukko 6) ja sen selitysaste oli hieman parempi, 29 %. Taulukko 6 näyttää että parhaiten hajontaa selittävät etäisyyden ensimmäisen asteen termi (16 %) ja maalaji (5 %). Heikoiten hajontaa selittävät etäisyyden ja pitkittäisrinteen toisen asteen termit, aivan kuten metsätyyppi-leveys -mallissa. Havaittujen ja ennustettujen arvojen väliset alueelliset erot on esitetty liitteessä 2. Spearmanin korrelaatiokertoimet olivat 0,520 kalibraatioaineistolle ja 0,476 evaluointiaineistolle. Residuaalien varianssi kasvaa arvojen suurentuessa selkeämmin kuin metsätyyppi-leveys -mallissa (kuva 19).

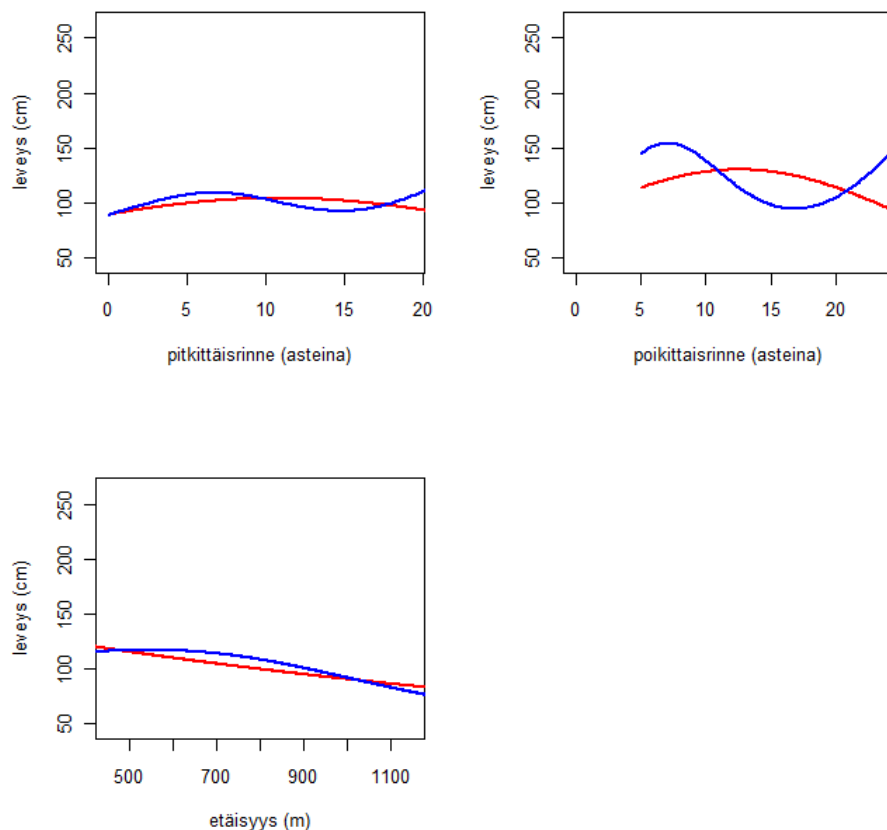
Taulukko 6. F-testin tulokset maalaji-leveys -mallin tilastollisesti merkitseville muuttujille. Maalajin lisäksi mukana ovat pitkittäisrinne, poikittaisrinne ja etäisyys.

Muuttuja	hajonta	residuaalien hajonta	Pr (>F)
vakiotermi		5895,7	
pitkittäisrinne	74,87	5820,8	<0,001***
pitkittäisrinne ²	29,91	5790,9	<0,001***
poikittaisrinne	235,03	5555,9	<0,001***
poikittaisrinne ²	93,92	5461,9	<0,001***
etäisyys	969,96	4221,0	<0,001***
etäisyys ²	9,20	4211,8	0,002**
maalaji	271,00	5190,9	<0,001***



Kuva 19. Regression residuaalit vastaan ennustetut arvot ja residuaalien normaalijakautuneisuus maalaji-leveys -mallissa.

Visuaalisesti tarkasteltuna pitkittäisrinteen ja leveyden suhde olisi heikosti käyräviivainen (kuva 20). Pienillä rinnekaltevuuden arvoilla leveyden arvot kasvavat rinnekaltevuuden kasvaessa, kunnes leveys on suurimmillaan noin 12–13° kohdalla. Tämän jälkeen leveyden arvot pienenevät rinnekaltevuuden kasvaessa. Poikittaisrinteen ja leveyden suhde olisi samansuuntainen, mutta voimakkaampi. Polut olisivat leveimmillään noin 12° kohdalla, jonka jälkeen niiden leveys pienenesi kaltevuuden kasvaessa. Leveyden ja etäisyyden suhde vaikuttaisi puolestaan olevan lähellä lineaarista ja siinä leveyden arvot pienenevät etäisyyden kasvaessa. Leveyden suhde pitkittäisrinteeseen ja poikittaisrinteeseen on positiivinen, suhde etäisyyteen puolestaan negatiivinen.



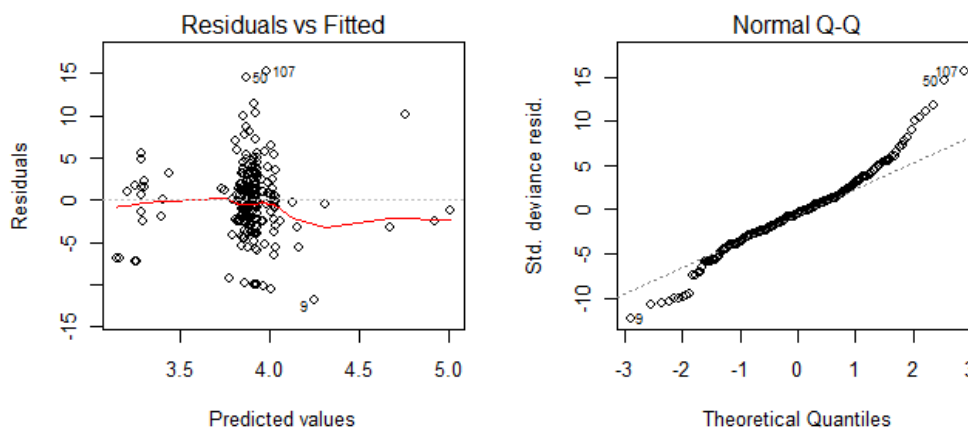
Kuva 20. Leveyden ennustetut vasteet pitkittäisrinteeseen, poikittaisrinteeseen ja etäisyyteen. Punainen viiva = GLM, sininen viiva = GAM. GLM ja GAM on laskettu yksittäisille muuttujille, esimerkiksi $glm(leveys \sim etäisyys + I(etäisyys^2), family="poisson", data=data_cal)$ ja $gam(leveys \sim s(etäisyys, k=4), family="poisson", data=data_cal)$.

Valmiiseen metsätyyppi-syvyys -malliin tulivat mukaan kaikki muut muuttujat paitsi pitkittäisrinne (taulukko 7) mallin selitysasteen ollessa 13 %. Taulukon 7 perusteella hajontaa selittävät parhaiten poikittaisrinteen ensimmäisen asteen termi (5 %) sekä metsätyyppi (4 %). Heikoiten hajontaa selittävät etäisyyden ensimmäisen ja toisen asteen termi, joista vain etäisyyden toisen asteen termi on tilastollisesti merkittävä. Havaittujen ja

ennustettujen arvojen väliset alueelliset erot on esitetty liitteessä 3. Spearmanin korrelaatiokertoimet olivat -0,110 kalibraatioaineistolle ja -0,161 evaluointiaineistolle. Residuaalit ovat keskittyneet yhdeksi rykelmäksi (kuva 21), mikä viittaa siihen, että mallin sopivuudessa on ongelmia.

Taulukko 7. F-testin tulokset metsätyyppi-syvyys -mallin tilastollisesti merkitseville muuttujille. Metsätyypin lisäksi mukana ovat poikittaisrinne ja etäisyys. Vaikka etäisyyden ensimmäisen asteen termi ei ole tilastollisesti merkittävä, toisen asteen termi on, joten molemmat termit ovat taulukossa mukana.

Muuttuja	hajonta	residuaalien hajonta	Pr (>F)
vakiotermi		4798,4	
poikittaisrinne	218,101	4580,2	<0,001***
poikittaisrinne ²	188,367	4391,9	<0,001***
etäisyys	0,558	4186,3	0,455
etäisyys ²	7,126	4179,2	0,008**
metsätyyppi	204,982	4186,9	<0,001***

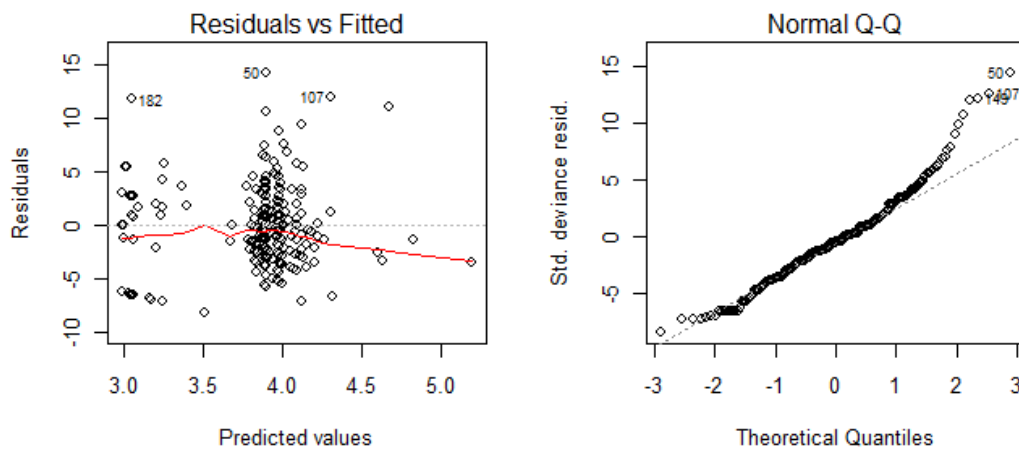


Kuva 21. Regression residuaalit vastaan ennustetut arvot sekä residuaalien normaalijakautuneisuus metsätyyppi-syvyys -mallissa.

Maalaji-syvyys -malliin tulivat niin ikään mukaan kaikki muuttujat pitkittäisrinnettä lukuun ottamatta (taulukko 8) ja selitysasteeksi tuli 25 %. Taulukko 8 näyttää että parhaiten hajontaa selittävät maalaji (16 %) ja poikittaisrinteen ensimmäisen asteen termi (5 %). Heikoiten hajontaa selittävät etäisyyden ensimmäisen ja toisen asteen termit, aivan kuten metsätyyppi-syvyys -mallissa. Havaittujen ja ennustettujen arvojen väliset alueelliset erot on esitetty liitteessä 4. Spearmanin korrelaatiokertoimiksi tuli 0,036 kalibraatioaineistolle ja 0,196 evaluointiaineistolle. Residuaalit ovat jälleen keskittyneet yhdeksi ryppääksi, mutta eivät aivan yhtä tiiviisti kuin metsätyyppi-syvyys -mallissa (kuva 22).

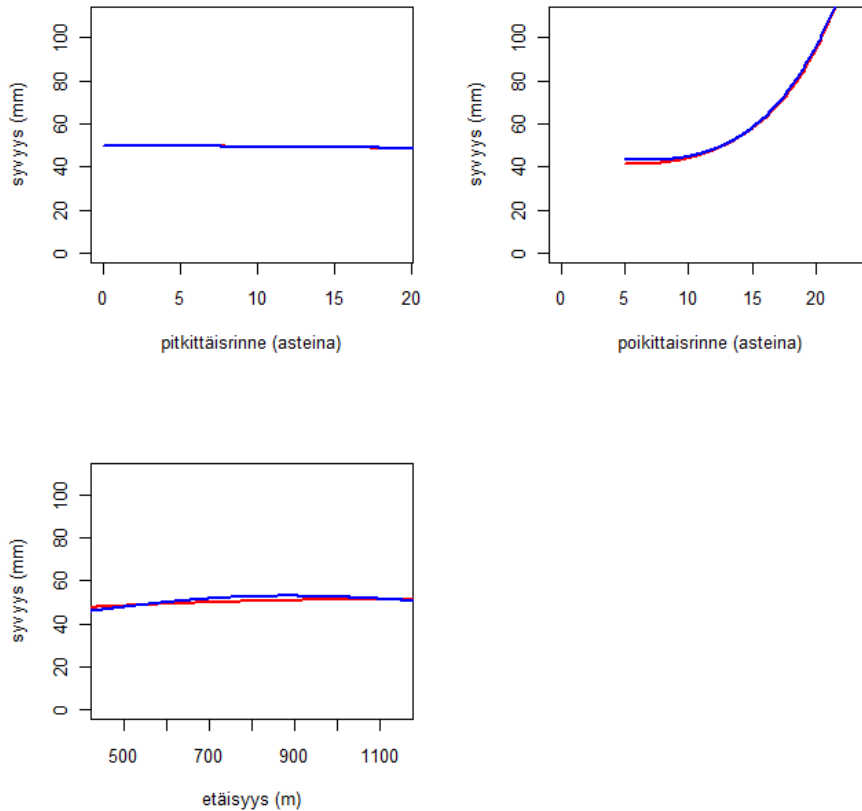
Taulukko 8. F-testin tulokset maalaji-syvyys -mallin tilastollisesti merkitseville muuttujille. Maalajin lisäksi mukana ovat poikittaisrinne ja etäisyys.

Muuttuja	hajonta	residuaalien hajonta	Pr (>F)
vakiotermin		4798,4	
poikittaisrinne	218,10	4580,2	<0,001***
poikittaisrinne ²	188,37	4391,9	<0,001***
etäisyys	10,63	3619,2	0,001**
etäisyys ²	6,97	3612,2	0,008**
maalaji	762,05	3629,8	<0,001***



Kuva 22. Regression residuaalit vastaan ennustetut arvot sekä residuaalien normaalijakautuneisuus maalaji-syvyys -mallissa.

Pitkittäisrinteen ja syvyyden välillä ei näy selkeää yhteyttä, vaan pitkittäisrinteen kulmakerroin on lähellä nollaa (kuva 23). Poikittaisrinteen ja syvyyden välinen suhde on puolestaan selkeästi käyräviivainen. Alussa syvyyden kasvu on hidasta, mutta näyttäisi nopeutuvan kaltevuuden ylittäessä 15°. Etäisyyden ja syvyyden suhde on heikosti käyräviivainen, melkein lineaarinen. Polkujen syvyys vaikuttaisi kasvavan hieman etäisyyden kasvaessa. Sekä poikittaisrinteen että etäisyyden suhde syvyyteen on positiivinen, pitkittäisrinteen ja syvyyden suhde puolestaan negatiivinen.



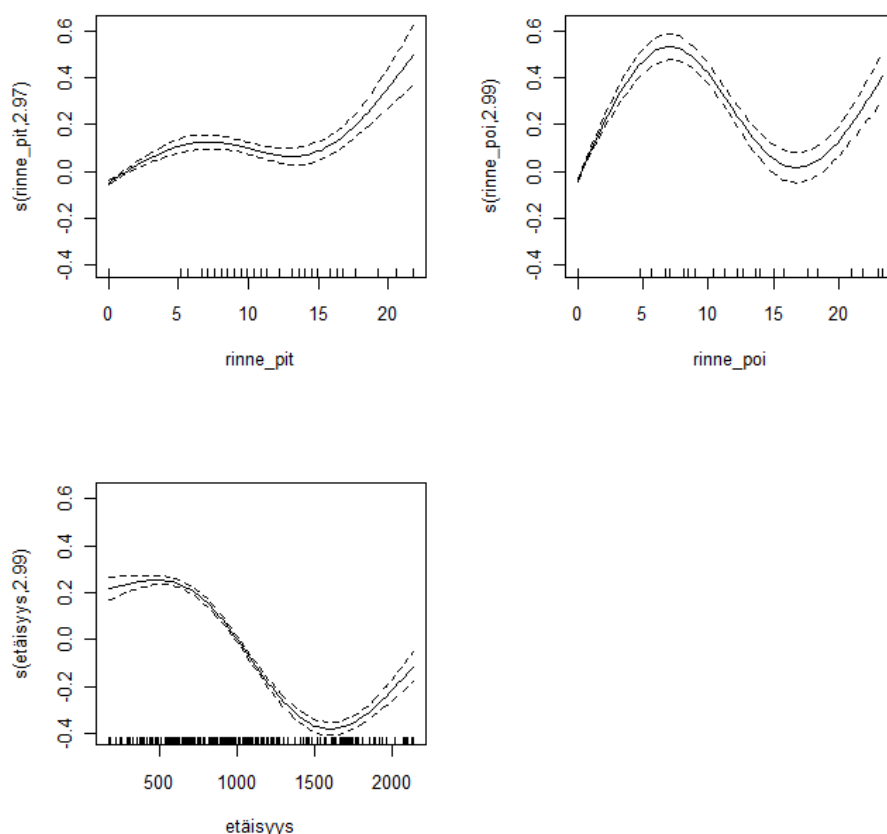
Kuva 23. Syvyyden ennustettu vaste pitkittäisrinteeseen, poikittäisrinteeseen ja etäisyyteen. Huomaa syvyyden yksikkö. Punainen viiva = GLM, sininen viiva = GAM. GLM ja GAM on laskettu yksittäisille muuttujille, esimerkiksi `glm(syvyys~etäisyys + l(etäisyys^2), family="poisson", data=data_cal)` ja `gam(syvyys~s(etäisyys, k=4), family="poisson", data=data_cal)`.

6.2. GAM -mallit

Valmiiseen metsätyyppi-leveys -malliin tulivat mukaan kaikki selittävät muuttujat (taulukko 9 ja kuva 24) ja se selitti 32 % vaihtelusta, mikä on parempi tulos kuin kummallekaan GLM -mallille. Havaittujen ja ennustettujen arvojen väliset alueelliset erot on esitetty liitteessä 5. Spearmanin korrelaatiokertoimille tuli arvoksi 0,540 kalibraatioaineistolle ja 0,500 evaluointiaineistolle, mikä on myös hieman parempi GLM -malleihin verrattuna.

Taulukko 9. Metsätyyppi-leveys -mallin tilastollisesti merkittävien muuttujien tulokset. edf = tasoituksessa käytettyjen vapausasteiden arvioitu määrä, ref. Df = residuaalien vapausasteiden arvioitu määrä, P = tilastollinen merkitsevyys.

Muuttuja	edf	ref. Df	Chi. Sq	P
metsätyyppi			40,32	<0,001***
pitkittäisrinne	2,969	2,999	173,2	<0,001***
poikittäisrinne	2,993	3,000	456,8	<0,001***
etäisyys	2,992	3,000	987,9	<0,001***

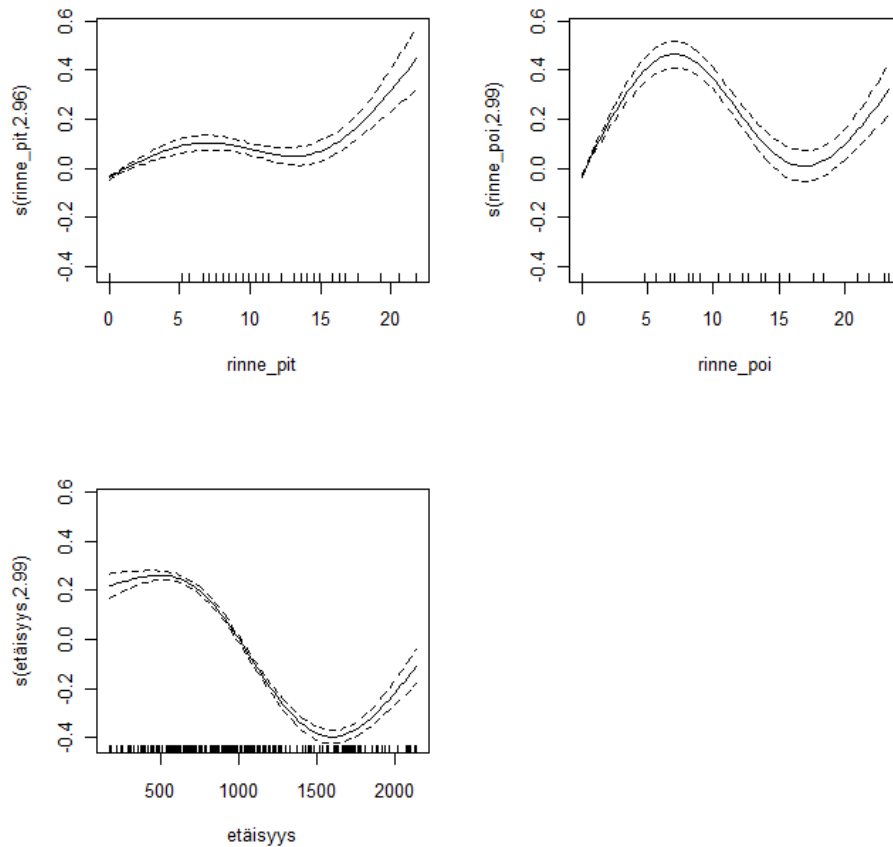


Kuva 24. Metsätyyppi-leveys -mallin muuttujien vasteet. Pystyakseli ilmaisee tasoitusfunktion voimakkuuden. Tarkka vapausasteiden määrä näkyy pystyakselilla sulkujen sisällä. Vaaka-akselilla näkyvät pystyviivat edustavat yksittäisiä havaintoja. Vastekäyrien ympärillä näkyvät 95 % luottamusrajat.

Myös valmiiseen maalaji-leveys -malliin tulivat mukaan kaikki selittävät muuttujat (taulukko 10 ja kuva 25) ja se selitti 34 % vaihtelusta. Havaittujen ja ennustettujen arvojen väliset alueelliset erot on esitetty liitteessä 6. Spearmanin korrelaatiokertoimet olivat kalibraatioaineistolle 0,557 ja evaluointiaineistolle 0,502. Kaikista leveysmalleista tämä malli sai parhaan selitysasteen sekä korrelaatiokertoimet ja selitti siten parhaiten leveyden vaihtelua.

Taulukko 10. Maalaji-leveys -mallin tilastollisesti merkittävien muuttujien tulokset.

Muuttuja	edf	ref. Df	Chi. Sq	P
maalaji			137,8	<0,001***
pitkittäisrinne	2,960	2,999	110,5	<0,001***
poikittäisrinne	2,991	3,000	330,9	<0,001***
etäisyys	2,992	3,000	1076,2	<0,001***



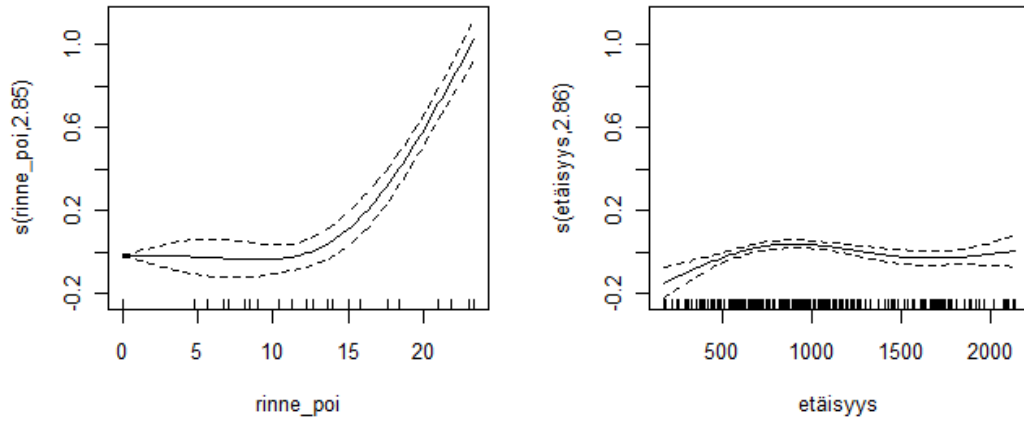
Kuva 25. Maalaji-leveys -mallin muuttujien vasteet.

Pitkittäisrinteen ennustetut arvot saavat lievästi aaltomaisen muodon, jossa arvot ensin kasvavat noin $6-7^\circ$ asti ja lähtevät sitten laskuun, kunnes 15° paikkeilla vastekäyrä kääntyy jälleen nousuun (kuva 20). Poikittäisrinteen kohdalla vastekäyrän muoto on samansuuntainen, mutta aaltomainen muoto on voimakkaampi ja huippu sijoittuu $7-8^\circ$ välille, jonka jälkeen leveys ensin pienenee rinnekaltevuuden kasvaessa, kunnes lähtee taas kasvuun kaltevuuden ylittäessä noin 18° . Etäisyyskäyrä on puolestaan heikosti kaareva ja negatiivinen. Leveyden ennustetut arvot pienenevät etäisyyden kasvaessa.

Valmiiseen metsätyyppi-syvyys -malliin tulivat mukaan kaikki muuttujat pitkittäisrinnettä lukuun ottamatta (taulukko 11 ja kuva 26) ja se selitti 13 % vaihtelusta. Havaittujen ja ennustettujen arvojen väliset alueelliset erot on esitetty liitteessä 7. Spearmanin korrelaatiokertoimet olivat 0,025 kalibraatioaineistolle ja 0,030 evaluointiaineistolle.

Taulukko 11. Metsätyyppi-syvyys -mallin tilastollisesti merkittävien muuttujien tulokset.

Muuttuja	edf	ref. Df	Chi. Sq	P
metsätyyppi			170,6	<0,001***
poikittaisrinne	2,851	2,981	449,48	<0,001***
etäisyys	2,844	2,981	19,96	<0,001***

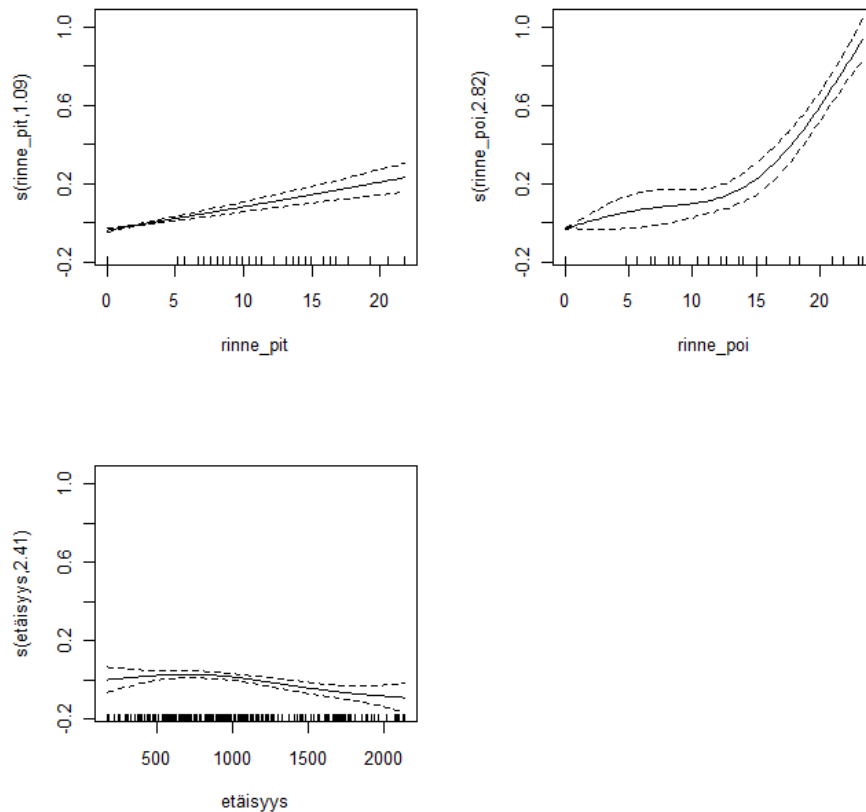


Kuva 26. Metsätyyppi-syvyys -mallin muuttujien vasteet.

Maalaji-syvyys -malliin tulivat mukaan kaikki muuttujat ja selitti 26 % vaihtelusta (taulukko 12 ja kuva 27). Havaittujen ja ennustettujen arvojen väliset alueelliset erot on esitetty liitteessä 8. Spearmanin korrelaatiokertoimet olivat 0,098 kalibraatioaineistolle ja 0,196 evaluointiaineistolle.

Taulukko 12. Maalaji-syvyys -mallin tilastollisesti merkittävien muuttujien tulokset.

Muuttuja	edf	ref. Df	Chi. Sq	P
maalaji			658,7	<0,001***
pitkittäisrinne	1,012	1,025	32,16	<0,001***
poikittaisrinne	2,826	2,974	429,44	<0,001***
etäisyys	2,26	2,634	18,06	<0,001***

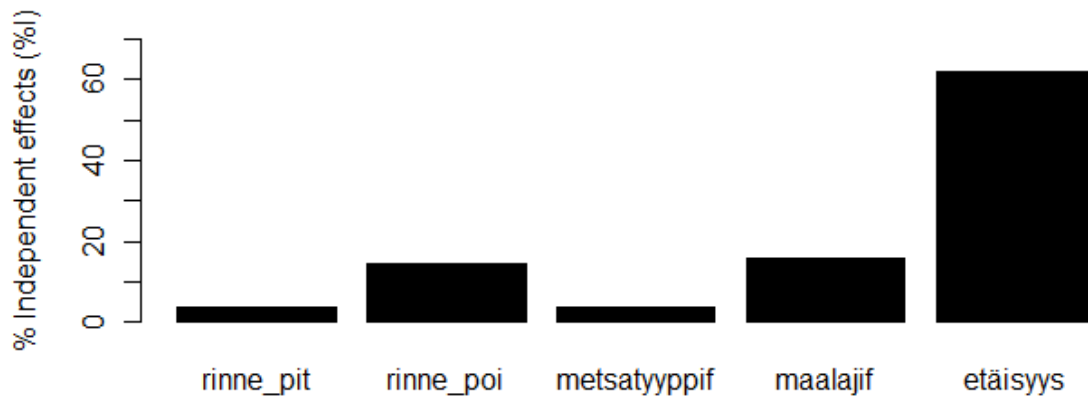


Kuva 27. Maalaji-syvyys -mallin muuttujien vasteet.

Syvyyden ennustettujen arvojen vastekäyrät ovat muodoltaan identtiset GLM –mallien ennustamien arvojen kanssa (kuva 23) eikä näiden kuvien perusteella voi tehdä eroa eri mallien välille.

6.3. Hierarkkinen ositus

Hierarkkisen osituksen perusteella leveyteen vaikuttaisi selvästi eniten etäisyys, jonka selitysaste on 62 % (kuva 28). Toiseksi suurin selitysaste on maalajilla (16 %) ja poikittaisrinteellä (15 %), kun taas pitkittäisrinteen ja metsätyypin selitysasteet jäävät alle neljän prosentin. Syvyyden kohdalla tärkein selittäjä on maalaji (64 %) (kuva 29). Sitä pienemmän arvon saavat poikittaisrinne (21 %) ja metsätyyppi (13 %), pitkittäisrinteen ja etäisyyden jäädessä alle kahden prosentin.



Kuva 28. Selittävien muuttujien itsenäinen vaikutus leveyteen hierarkkisen osituksen perusteella. rinne_pit = pitkittäisrinne, rinne_poi = poikittaisrinne.



Kuva 29. Selittävien muuttujien itsenäinen vaikutus syvyyteen hierarkkisen osituksen perusteella. rinne_pit = pitkittäisrinne, rinne_poi = poikittaisrinne.

6.4. Polkumallit

Erillisissä polkumalleissa tulokset olivat vaihtelevia. Suurimmassa osassa malleista poikittaisrinne, etäisyys sekä maalaji tai metsätyyppi (mallista riippuen) olivat tilastollisesti merkitseviä. GLM -malleista parhaan selityssasteen (63 %) sai polun 2 maalaji-syvyysmalli, jossa kaikki selittävät muuttujat olivat tilastollisesti merkitseviä (taulukko 13). Kyseinen polku kulkee Flatbergetin pysäköintipaikalta Storträskin rantaan (kuva 10). Heikoimman selityssasteen sai polun 1 (Kalkkiruukin luontopolku) maalaji-leveysmalli (25 %), jossa kaikki muuttujat maalajia lukuun ottamatta olivat kuitenkin merkityksellisiä. Parhaiten leveyttä selitti polun 4 maalaji-leveysmalli (60 %), jossa kaikki muut muuttujat paitsi

pitkittäisrinteen toinen termi olivat merkitseviä. Kyseinen polku kulkee Bakunkärren pysäköintipaikalta Fiskträskille ja edelleen Helgträskin pysäköintipaikalle. Syvyyttä selitti heikoiten polun 4 metsätyyppi-syvyysmalli, jossa tilastollisesti merkitseviä olivat kaikki muut muuttujat paitsi pitkittäisrinteen ja etäisyyden toisen asteen termit. Kahdessa polussa neljästä syvyysmalli sai paremman selityksasteen kuin leveysmalli, yhden polun kohdalla leveysmallit antoivat paremmat selityksasteet ja yhdessä tapauksessa tulokset menivät ristiin. 75 % leveysmalleista maalajimalli sai paremman selityksasteen kuin metsätyyppimalli, kun taas syvyysmalleissa maalajimalli sai paremman selityksasteen joka kerta.

Taulukko 13. GLM-mallien tilastollisesti merkitsevät muuttujat ja selityksasteet. pitkittäis = pitkittäisrinne, poikittais = poikittaisrinne.

		pitkittäis	pitkittäis ²	poikittais	poikittais ²	metsätyyppi	maalaji	etäisyys	etäisyys ²	selitysaste (D ²)
polku 1	metsätyyppi-leveys	<0,001	0,031	<0,001	<0,001	<0,001		0,007	0,002	40
	maalaji-leveys	<0,001	0,031	<0,001	<0,001			0,047	<0,001	25
	metsätyyppi-syvyys	0,027	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001		31
	maalaji-syvyys	0,027	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	0,019	40
polku 2	metsätyyppi-leveys	<0,001		<0,001	0,003	<0,001		0,017	<0,001	52
	maalaji-leveys	<0,001		<0,001	0,003		<0,001	0,004	0,017	53
	metsätyyppi-syvyys	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001		55
	maalaji-syvyys	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	0,037	63
polku 3	metsätyyppi-leveys			<0,001		0,0099		<0,001		28
	maalaji-leveys			<0,001			<0,001	<0,001		30
	metsätyyppi-syvyys	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	45
	maalaji-syvyys	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	0,008	0,004	59
polku 4	metsätyyppi-leveys	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	0,001	51
	maalaji-leveys	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	0,004	60
	metsätyyppi-syvyys	<0,001		<0,001	<0,001	0,007		0,019		28
	maalaji-syvyys	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	0,084	<0,001	38

GAM-malleissa hajontaa selitti parhaiten polun 3 maalaji-syvyysmalli (65 %) (taulukko 14). Kyseinen polku kulkee Bakunkärren pysäköintipaikalta Tallkärren taukopaikalle ja siitä edelleen yhdyspolkuna Kalkkiruukin luontopolulle. Heikoiten hajontaa selitti polun 4 metsätyyppi-syvyysmalli (28 %), jossa metsätyyppi ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Leveysmalleissa parhaan selityksasteen antoi polun 4 maalaji-leveysmalli (60 %) ja heikoimman polun 1 maalaji-leveysmalli (39 %), jossa maalaji ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Polun 3 kohdalla syvyysmallit saivat paremmat selityksasteet kuin leveysmallit, kun taas polun 4 kohdalla asia oli päinvastoin. Poluilla 1 ja 2 tulokset menivät ristiin.

Kolmessa leveysmallissa neljästä maalaji selitti hajontaa metsätyyppiä paremmin. Syvyysmalleissa maalaji sai joka kerta paremman selityssasteen kuin metsätyyppi. GAM-mallit antoivat GLM-malleihin verrattuna keskimäärin viisi prosenttiyksikköä paremman selityssasteen. Leveysmalleissa GAM-mallien selityssaste oli keskimäärin seitsemän prosenttiyksikköä parempi, syvyysmalleissa ero oli vain kaksi prosenttiyksikköä. Metsätyyppimalleja GAM-mallit selittivät keskimäärin kymmenen prosenttiyksikköä paremmin ja syvyysmalleja keskimäärin viisi prosenttiyksikköä paremmin.

Taulukko 14. GAM -mallien tilastollisesti merkitsevät muuttujat, selityssasteet ja korjattu R^2 .

		pitkittäis	poikittais	metsätyyppi	maalaji	etäisyys	selityssaste	adj. R^2
polku 1	metsätyyppi-leveys	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	54	0,363
	maalaji-leveys	<0,001	<0,001			<0,001	39	0,278
	metsätyyppi-syvyys	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	37	0,352
	maalaji-syvyys	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	45	0,441
polku 2	metsätyyppi-leveys		0,002	<0,001		<0,001	51	0,299
	maalaji-leveys	<0,001			<0,001	<0,001	55	0,286
	metsätyyppi-syvyys		<0,001	<0,001		<0,001	50	0,332
	maalaji-syvyys		<0,001		<0,001	<0,001	56	0,383
polku 3	metsätyyppi-leveys	<0,001	<0,001	0,002		<0,001	47	0,324
	maalaji-leveys	<0,001	<0,001		0,0098	<0,001	48	0,291
	metsätyyppi-syvyys	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	57	0,582
	maalaji-syvyys	<0,001	<0,001		<0,001	0,002	65	0,643
polku 4	metsätyyppi-leveys	<0,001	<0,001			<0,001	51	0,449
	maalaji-leveys	<0,001	0,001		<0,001	<0,001	60	0,507
	metsätyyppi-syvyys	<0,001	<0,001			0,003	28	0,16
	maalaji-syvyys	<0,001	<0,001		<0,001	0,002	38	0,228

7. Pohdinta

Sekä GLM- että GAM-leveysmalleihin tulivat mukaan kaikki selittävät muuttujat (pitkittäisrinne, poikittaisrinne, metsätyyppi, maalaji ja etäisyys). Erot kalibraatio- ja evaluointiaineistojen välillä olivat pienet, joten kaikki mallit ovat todennäköisesti jollain tasolla toimivia. Kaiken kaikkiaan selityssasteet ja korrelaatiokertoimet jäivät kuitenkin kohtalaisiksi. Liitteistä 1, 2, 5 ja 6 voi nähdä, että malleilla on ollut vaikeuksia ennustaa oikeita arvoja erityisesti alueen pohjoisosaan. Nämä mittauspisteet sijaitsevat lähellä parkkipaikkoja, mutta polut ovat melko kapeita, minkä vuoksi mallit todennäköisesti yliarvioivat etäisyyden vaikutuksen ja ennustavat siksi poikkeuksellisen suuria leveysarvoja. Muuttujia jotka olisivat mahdollisesti voineet lisätä mallien selityssastetta, mutta joita tässä tutkimuksessa ei otettu huomioon, ovat esim. polkujen epätasaisuus ja

kosteus. Aikaisemmissa tutkimuksissa on huomattu, että kivikot, juurakot ja lätäköt tekevät polulla kulkemisesta hankalaa, jolloin retkeilijät mieluummin kulkevat polun sivussa, jolloin polku alkaa ajan myötä leventyä. Tutkimuksessa mukana olleilla poluilla oli nähtävissä jonkin verran kulumista eli käytännössä paljastuneita juuria ja kiviä. Kaikista kuluneimmat eli käytännössä kosteimmat kohdat jätettiin tutkimuksen ulkopuolelle. Näissä kohdissa pääpolku oli usein muuttunut mutaiseksi ja sen ohitse kulki useita sivupolkuja. Yhteenvedona sanoisin, että kosteuden suhteen kaikki mittauspisteet olivat hyvin homogeenisiä, mutta paljastuneiden juurien ja kivien suhteen poluissa oli eroja.

Syvyysmalleissa pitkittäisrinne oli ainoa selittävä muuttuja, joka ei ollut tilastollisesti merkitsevä (maalaji-GAM -mallia lukuun ottamatta). Maalajimallien korrelaatiokertoimet olivat hieman paremmat kuin metsätyyppimalleilla, mutta nekin olivat erittäin alhaiset. Käytännössä ennustetut arvot eivät osuneet ollenkaan yhteen mitattujen arvojen kanssa. Liitteistä 3, 4, 7 ja 8 näkee että havaittujen ja ennustettujen arvojen välillä on paljon suuria, yli 100 % eroja. Näitä ”huonoja ennusteita” löytyy ympäri aluetta ja melkein kaikilta poluilta. Mahdollisia syvyyttä paremmin selittäviä tekijöitä, joita tässä tutkimuksessa ei huomioitu mutta jotka olisivat voineet parantaa mallin selitystasetta, ovat ainakin erilaiset kulkumuodot. Weaver ja Dale (1978) sekä Olive ja Marion (2009) huomasivat hevosten aiheuttavan suurempaa eroosiota kuin jalan kulkevien retkeilijöiden. Sipoonkorven alueella on sallittua kulkea ratsain, mutta erillisiä ratsastuspolkuja ei tietääkseni ole maastoon merkitty, vaan kaikki kulkijat käyttävät samoja reittejä. Osa tämän tutkimuksen mittauksista on lisäksi tehty Sipoonkorven kansallispuiston ulkopuolella, jossa kansallispuiston säännöt eivät rajoita esim. moottoriajoneuvolla liikkumista (todisteena tästä on Viirilän suunnalla vastaan tullut mönkijä). On myös mahdollista, että pelkän maksimisyvyyden mittaaminen ei ole tarpeeksi tarkka menetelmä polkujen välisten erojen löytämiseen. Eroosion määrää on yleisemmin mitattu kahdella eri tavalla, joko keräämällä eradoitunut materiaali talteen tietyltä alueelta ja jakamalla maa-aineksen paino alueen pinta-alalta, tai vaihtoehtoisesti laskemalla pois kuluneen maa-aineksen jättämän tyhjän tilan laajuus (Liddle 1997:309). Jälkimmäisessä menetelmässä käytetään yleensä kahta keppiä, jotka asetetaan polun molemmin puolin ja niiden väliin viritetään kireällä oleva naru. Tämän ”perustason” ja maanpinnan välinen etäisyys lasketaan esim. 5 tai 10 cm välein tai maaperän mikrotopologian muutosten perusteella (Liddle 1997:309-310; Olive & Marion 2009). Ajalliset rajoitukset eivät kuitenkaan sallineet näin tarkkojen menetelmien käyttöä.

Hierarkkisen osituksen perusteella polkujen leveyteen selkeästi eniten vaikuttava yksittäinen tekijä olisi etäisyys, jonka tarkoituksena on kuvata kävijämääriä. Joissakin aikaisemmissa tutkimuksissa kävijämäärien ja leveyden suhteen on raportoitu olevan käyräviivainen: leveys kasvaa nopeasti pienillä kävijämäärillä, kunnes kävijämäärien kasvulla ei enää ole suurta vaikutusta. GLM- ja GAM -mallit antavat keskenään melko samanlaisen tuloksen, jossa polun leveys pienenee etäisyyden asuinalueisiin ja parkkipaikkoihin kasvaessa. Suhde ei ole erityisen käyräviivainen, mikä voi viitata siihen, että etäisyys ei ole yhtä voimakas muuttuja kuin kävijämäärä. Vaikka kuvaajan muoto ei aivan vastaakaan aikaisempia tutkimuksia, tulos vaikuttaa loogiselta ja luotettavalta. Polkujen syvyyteen etäisyydellä ei ollut suurta vaikutusta, mikä näkyy sekä hierarkkisen osituksen että GLM- ja GAM -mallien tuloksista. Myös aikaisemmissa tutkimuksissa on todettu, että kävijämäärät ennustavat huonosti polkujen syvyyttä.

Hierarkkisen osituksen mukaan syvyyteen eniten vaikuttava tekijä olisi maalaji. Tämä näkyy erityisesti ”kallio” -luokan kohdalla, jonka arvot ovat muita matalampia. Aikaisemmissa tutkimuksissa on saatu samankaltaisia tuloksia, joiden mukaan kallioilla kulutusta ei tapahdu silmin havaittavasti, kun taas syvimmat polut löytyvät moreenialueilta. Leveyden kohdalla maalajin vaikutus ei ole aivan yhtä suuri, mutta sen itsenäinen selityssaste on kuitenkin parempi kuin metsätyypillä, mikä vaikuttaisi olevan päinvastainen tulos kuin aikaisemmissa tutkimuksissa.

Myös poikittaisrinteellä on itsenäistä vaikutusta sekä leveyteen ja syvyyteen, vaikka se onkin selvästi heikompi kuin etäisyydellä (leveys) tai maalajilla (syvyys). Toisin sanoen mitä suurempi on rinteiden kaltevuus poikittain polkuun nähden, sitä syvempiä ja leveämpiä polut ovat. Omien havaintojeni perusteella polut eivät kuitenkaan ole samanaikaisesti sekä syviä että leveitä, vaan maalajilla näyttäisi olevan vaikutusta. Mikäli rinteessä kulkevan polun kohdalla maalaji on helposti kuluva, siihen syntyvä polku on luonteeltaan kapea ja syvä. Korkeuskäyrien suuntaisesti kuljettaessa on helpompi pysytellä tasaisella polulla kuin kulkea polun vieressä epätasaisessa maastossa. Tätä oletusta tukee kuva 23, jonka mukaan polun syvyys kasvaa käyräviivaisesti rinnekaltevuuden kasvaessa. Mutta jos polun kohdalla maalaji onkin kulutusta kestävä, kuten kalliota, polulla pysymisestä voi tulla haastavaa. Vinolla kalliolla ihmiset liikkuvat todennäköisesti enemmän sivuttaissuuntaisesti etsiessään parempaa jalansijaa, jolloin polku muuttuu leveämmäksi. Tämä korostuu erityisesti märällä kelillä, kun kallion pinta on liukas. Edelleen vaikeakulkuisella alustalla otetaan lyhyempiä askeleita ja jalat voivat myös herkästi lipsua, mikä on erityisen tuhoisaa sammalille ja jäkälille. Kuvan 20 GLM- ja GAM -mallit

kuvaavat poikittaisrinteen ja leveyden suhdetta varsin erilaisilla tavoilla. Aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu korkeuskäyrien suuntaisesti kulkevan polun olevan kapeampi kuin rinteiden suuntaisesti kulkevan, mutta harvassa tutkimuksessa on selvitetty rinnekaltevuuden vaikutusta polun leveyteen nimenomaan korkeuskäyrien suuntaisesti kulkevan polun kohdalla. Wimpeyn ja Marionin (2010) tutkimuksessa polun leveys pieneni rinnekaltevuuden kasvaessa, mikä on loogista. Todennäköinen syy GLM- ja GAM-mallien antamalla poikkeukselliselle muodolle on maalajin vaikutus.

Vaikka pitkittäisrinne oli leveysmalleissa tilastollisesti merkittävä, sen itsenäinen merkitys polkujen leveyteen, samoin kuin syvyyteen, oli vähäinen. Se että pitkittäisrinne ei ollut syvyysmalleissa tilastollisesti merkittävä, on aikaisempiin tutkimuksiin verrattaessa poikkeuksellista: eroosion ja rinnekaltevuuden väliltä on lähes aina löydetty yhteys ja joissakin tutkimuksissa rinnekaltevuutta on jopa pidetty tärkeimpänä syvyyteen ja leveyteen vaikuttavana tekijänä. Myöskään GLM- tai GAM -mallit eivät tuo esiin selkeää keskinäistä riippuvuussuhdetta. Tässä tutkimuksessa pitkittäisrinteen keskiarvo oli $10,8^\circ$. Colemanin (1981) mukaan alle 9° rinteillä eroosiota ei käytännössä tapahtunut ja 9° - 18° rinteillä eroosiota ilmeni vähäisessä määrin. Rinteet ovat siis hyvin todennäköisesti liian loivia, että niillä olisi vaikutusta lisääntyneeseen eroosioon ja sitä myötä polkujen syvyyteen ja leveyteen.

Metsätyyppi oli tilastollisesti merkitsevä kaikissa malleissa joissa se oli mukana, mutta sen itsenäinen selitysaste on hierarkkisen osituksen perusteella melko alhainen. Lähes kaikkien testien perusteella metsätyypillä on enemmän vaikutusta polkujen syvyyteen kuin leveyteen, mikä on päinvastainen tulos kuin monissa aikaisemmissa tutkimuksissa. Esimerkiksi Selkimäen ja Mola-Yudegon (2011) tutkimuksessa leveyden ja metsätyypin välinen suhde oli tilastollisesti merkitsevä, mutta syvyyden ja metsätyypin ei. Aikaisempien tutkimusten perusteella korkeimman ja matalimman fertiliteetin metsätyypit ovat herkkiä kulumiselle, mutta tässä tutkimuksessa kyseistä trendiä on vaikea huomata.

Yksittäisille poluille tehdyissä malleissa selitysasteet vaihtelivat varsin paljon, 25 prosentista 65 prosenttiin. Nämä mallit perustuvat melko pieneen määrään havaintoja, joten niiden tuloksista ei pidä tehdä liian pitkälle vietyjä johtopäätöksiä. Tuloksissa on kuitenkin jonkin verran yhtäläisyyttä koko aineistoa hyödyntävien mallien kanssa:

- 1) maalaji selittää sekä leveyttä että syvyyttä metsätyyppiä paremmin
- 2) GAM -mallit selittävät hajontaa GLM -malleja paremmin

Toisin kuin koko aineistoa hyödyntävissä malleissa, polkumalleissa valitut muuttujat selittivät syvyyttä hieman paremmin kuin leveyttä. Polkumallit saivat myös keskimäärin korkeammat selitysasteet (GLM 44 % ja GAM 49 %) koko aineistoa hyödyntäviin malleihin verrattuna (GLM 23 % ja GAM 26 %). Polkumallien alkuperäisenä tarkoituksena oli minimoida kävijämäärien vaikutus selittävänä tekijänä, mutta koska etäisyys on kaikissa malleissa tilastollisesti merkitsevä, tämä tavoite ei selvästikään toteutunut. Tuloksista voidaan kuitenkin päätellä, että kävijämäärissä tapahtuu muutoksia näinkin lyhyellä matkalla. Ei pidä olettaa, että kaikki retkeilijät kulkevat polun päästä päähän, vaan osa kääntyy mahdollisesti takaisin jo aikaisemmin, kun taas osa poikkeaa polulta muiden houkutusten, mahdollisesti sienien tai marjojen, perässä.

7.1. Polkujen kulumisen huomioiminen hoitosuunnitelmissa

Jos ajatellaan retkeilyalueen, kuten kansallispuiston, rakennetta, kyseessä on ”noodien ja linkkien” muodostama kuvio (Manning 1979), jossa vaikutukset keskittyvät voimakkaasti rajatuille alueille. Noodit ovat kohteita, kuten leirintäalueen nuotiopaikka, hienon näköalan tarjoava kallionkieleke tai kanootin vesillelaskupaikka. Linkit puolestaan ovat kohteiden välillä kulkevia reittejä, kuten parkkipaikan ja telttailualueen yhdistävä polku. Vaikutukset keskittyvät myös eri tavalla erilaisiin kohteisiin. Vesistöt ja näköalapaikat houkuttelevat suuria määriä kävijöitä, kuten myös erilaiset reuna-alueet (esim. rannat, kallioiden reunamat, metsän ja niityn välinen vyöhyke). Monet retkeilijät palaavat samoille reiteille ja kohteille yhä uudestaan, koska tutut alueet saavat heidät tuntemaan olonsa turvalliseksi tai heillä on muu emotionaalinen side kyseisiin paikkoihin.

Koska suurin osa kulutuksesta keskittyy noodeihin ja linkkeihin, kulutus ei itse asiassa ole ongelma suurimmassa osassa retkeilyaluetta. Enemmän kuin ekologisena ongelmana, polkujen ja leirintäalueiden kulumista voidaan pitää esteettisenä ja mahdollisesti turvallisuusongelmana. Retkeilyalueen hoidon suunnittelussa pitää päättää, halutaanko retkeilyn aiheuttamat vaikutukset keskittää mahdollisimman pienelle alueelle, jolloin kuluminen olisi intensiivistä osalla alueista ja lähes olematonta toisilla, vai hajauttaa mahdollisimman laajalle, jolloin kaikki alueet kokisivat vähäistä kulutusta. Aikaisemman tutkimustiedon perusteella ensimmäistä vaihtoehtoa voidaan pitää parempana, koska kevyen ja intensiivisen kulutuksen välillä ei ole suurta eroa (kulutusta tapahtuu jo hyvin pienillä kävijämäärillä) ja retkeilijöillä on muutenkin taipumus suosia tiettyjä paikkoja muita enemmän. Tulee myös taloudellisesti halvemmaksi keskittää resurssit muutamiin valittuihin paikkoihin kuin koko retkeilyalueen laajuudelle.

Keskittämisen riskinä on, että kulutuksen aiheuttamat haitat kasvavat liian suuriksi, jolloin retkeilijät hakeutuvat esteettisesti miellyttävimmille ja turvallisemmiksi kokemilleen reiteille. Voidaan myös kysyä, kuinka realistista retkeilyn keskittyminen muutamille alueille on juuri Sipoonkorven kohdalla. Ensinnäkin Sipoonkorven ympärillä on laajoja asuinalueita, kuten Kuninkaanmäki alueen länsipuolella ja Landbo eteläpuolella. Alueelle on käytännössä useita saapumisreittejä, joista paikalliset asukkaat todennäköisesti valitsevat lähimmän iltalenkille lähtiessään. Lisäksi pienempiä asutuskeskittymiä sijaitsee myös Sipoonkorven sisällä. Toiseksi, tärkeimmät syyt saapua Sipoonkorpeen ovat luonnon kokeminen, rentoutuminen, henkinen hyvinvointi sekä melusta ja saasteista eroon pääseminen (von Boehm 2010). Suurten retkeilijämäärien keskittyminen samaan paikkaan ei välttämättä edistä näitä tavoitteita, mikä voi näkyä retkeilijöiden hajaantumisenä laajemmalle alueelle. Kolmantena seikkana voidaan pitää jokamiehenoikeuksia, jotka sallivat retkeilijöiden liikkua vapaasti Sipoonkorvessa maanomistuksista liiemmin välittämättä ja myös polkujen ulkopuolella esimerkiksi sienestämässä tai marjastamassa. Täytyy myös muistaa, että vain osa Sipoonkorvesta on suojelualuetta, jossa mitään rajoituksia ylipäättään voidaan asettaa.

Sipoonkorven kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelmassa (2013) suunnittelualaue jaetaan retkeilyvyöhykkeeseen (25 % alueesta) ja syrjävyöhykkeeseen (75 %). Suunniteltu retkeilyvyöhyke kattaisi alueen koko lounaisosan, jossa sijaitsevat monet suosituista reiteistä ja kuvan 12 perusteella myös leveimmät polut, sekä pohjoisen Byabäckenin ympäristön. Retkeilyvyöhykkeen ulkopuolelle jää mm. Viirilän alue sekä Sipoonkorven lounaisosa, joissa molemmissa on paljon asutusta. Vaikka ympäristön kannalta on hyvä keskittää retkeilyn aiheuttama paine pienelle alueelle, kuvista 12 ja 13 näkyy, että kuluneita polkuja löytyy hyvin laajalta alueelta, myös syrjävyöhykkeiltä. Sen vuoksi varsinaisen retkeilyvyöhykkeen ulkopuolisia alueita täytyisi vähintään seurata kulumisen osalta ja mahdollisesti lisätä tarpeellisia retkeilyrakenteita erityisen herkille alueille.

Kuluminen ei ole Sipoonkorvessa vielä suuri ongelma, sillä vain 7 % vastaajista koki sen ongelmana (von Boehm 2010). Polku- ja latureitistöön oltiin myös tyytyväisiä, mutta niiden turvallisuutta pidettiin keskinkertaisena ja alueelle kaivattiinkin enemmän pitkospuita ja portaita. Turvallisuuden lisäksi erilaisilla polkujen päällysteillä ja portailta voidaan ehkäistä tallaamisen aiheuttamaa kulumista. On kuitenkin oltava tarkkana, ettei polkujen päällystämisestä synny ympäristölle enemmän haittaa kuin hyötyä. Hill ja Pickering (2006) vertailivat neljän erilaisen polkutyypin vaikutusta kasvillisuuteen. Korotettu teräsverkko osoittautui parhaaksi vaihtoehdoksi: kasvillisuudesta paljaat alueet

eivät lisääntyneet, kasvillisuuden lajikoostumus pysyi samana eikä tulokaslajien määrä tai koostumus muuttunut. Päälystämättömillä poluilla kasvillisuuden puute oli selvästi havaittavissa (35 % paljaita alueita), mutta polun reunoilla tai 3 metrin päässä polulta paljaita alueita ei juuri ollut. Kasvillisuuspeiton puute ei vaikuttanut alkuperäisen kasvillisuuden lajirunsauteen tai tulokaslajien ilmenemiseen. Suurin muutos kasvillisuudessa havaittiin soralla ja laatoilla päälystettyjen polkujen yhteydessä. Molempien polkutyyppeiden reunoilla oli runsaasti paljaita alueita sekä tulokaslajeja. Sorapolkujen reunamilla tulokaslajien peittävyys oli 20 % ja laatoitettujen polkujen reunamilla 39 %. Osa kasvilajeista viihtyi erityisesti reunamilla, osa taas oli levinnyt kauemmaksi polulta. Itse polut olivat täysin vapaita kasvillisuudesta. Jossain tapauksissa on myös havaittu maaperässä tapahtuneen muutoksia, jotka voivat johtua betonilaatoista irtoavasta kalkkikivistä. Pitkospuita ei tutkimuksessa ollut mukana, mutta niiden vaikutus lienee samankaltainen kuin korotetulla teräsverkolla. Sora- ja päälystettyjen polkujen suurin ongelma vaikuttaa olevan se, että niiden rakentaminen vaatii alkuperäisen kasvillisuuden poistamista, eivätkä ne kuitenkaan estä paljaiden alueiden syntymistä polkujen reunamille. Teräsverkon ja pitkospuiden (kuva 30) kohdalla vastaavaa ongelmaa ei pitäisi syntyä, koska ne on rakennettu maanpinnan yläpuolelle. Vaikka tässä vertailututkimuksessa tulokaslajeja kasvoi vain sora- ja päälystettyjen polkujen yhteydessä, muissa tutkimuksissa on todistettu, että tulokaslajeja voi kasvaa myös päälystämättömillä poluilla.



Kuva 30. Pitkospuilla voidaan estää polkujen kulumista. Niiden etuna muihin päälystykseen on niiden kapeus ja sijainti pääosin maanpinnan yläpuolella. Hiidenportin kansallispuisto.

Sipoonkorvessa on runsaasti avokalliota, joissa kulumisen riski on erityisen suuri: ensinnäkin avokalliot sijaitsevat muuta maastoa korkeammalla ja houkuttelevat retkeilijöitä hyvien näköalojen äärelle. Toiseksi leveimmät polut kulkevat tämän tutkimuksen mukaan juuri avokallioilla, joten ne ovat herkkiä kulutukselle. Edellisten kohtien summana avokallioille syntyy paljon rinnakkaisia ja eri suuntiin risteileviä polkuja, jotka hankaloittavat virallisen reitin seuraamista, ellei reittiä ole merkitty erityisen hyvin. Nämä kaikki vaikutukset ovat havaittavissa esimerkiksi Högbergetillä. Retkeilyrakenteiden sijoittaminen avokallioille voi olla tarpeellista ympäristövaikutusten minimoimiseksi. Vähintäänkin reitit pitäisi merkitä kunnolla. Myös erillisen näköalapaikan merkitseminen tai rakentaminen voisi hillitä polkujen kulumista ja uusien syntymistä.

Monin paikoin kallion päällä on vain ohut kerros maa-ainesta, joka mahdollistaa heinien ja ruohokasvien menestymisen. Rootin ja Knapikin (1972) mukaan tällaiset ohuen maakerroksen alueet ovat omiaan polkujen rakentamiselle, sillä ne eivät eräoidu helposti. Vuolannon ja Tuhkasen (1982:112) mukaan kuivat ja kuivahkot kankaat sijaitsevat karkeilla ja keskikarkeilla mailla ja rehevämmät metsätyypit puolestaan keskikarkeilla ja hienoilla mailla. Tässä tutkimuksessa riippuvuussuhde ei ole ollut yhtä selkeä, vaan esimerkiksi lehdoissa ja eloperäisillä maalajialueilla kuluminen näyttäisi olevan vähäisempää kuin moreenimailla tai lehtomaisilla kankailla. Ohuen maakerroksen peittämä kallio, turve ja lehdot/niityt voisivat mahdollisesti sopia polkujen sijoituspaikoiksi, kun taas moreenimaa ja lehtomaiset kankaat voivat olla liian herkkiä. Erot eri metsätyyppi- ja maalajiluokkien välillä olivat kuitenkin pääasiassa pieniä, joten näitä suosituksia ei kannata noudattaa sokeasti.

7.2. Mahdolliset virhelähteet

Metsätyyppien ja maalajien luokittelu. Metsätyyppien ja maalajien luokittelu perustuu tutkijan subjektiiviseen näkemykseen, ja vaikka käytössäni oli erilaisia oppaita tukenani, olen aika kokematon tällaisessa luokittelussa. Maalajien kohdalla epäselvyyttä syntyi välillä karkean ja hienon maalajiluokan välillä, koska käytössä ei ollut mitään vertailuaineistoa. Luokittelu piti myös suorittaa melko nopealla aikataululla. Metsätyyppien kohdalla harmaita hiuksia aiheuttivat MT- ja OMT -tyyppien erottaminen toisistaan sekä sekametsät, joissa metsätyyppi tuntui vaihtelevan kuivahkosta kankaasta lehtomaiseen kankaaseen joka viidennen askeleen välillä. Epäselvissä tapauksissa eniten

painoarvoa on annettu polun välittömässä läheisyydessä kasvaville kasvilajeille ja vastaavasti kauempana polusta kasvavat lajit on jätetty vähemmälle huomiolle.

Etäisyyden arviointi. Etäisyyden arviointia varten jokaisesta mittauspisteestä tallennettiin koordinaattipisteet. GPS-laitteen toiminnassa oli välillä puutteita, erityisesti tiheissä metsissä, eivätkä saadut lukuarvot olleet täysin luotettavia. Lisäksi koordinaattipisteet ja käytetty MML:n rakennusaineisto on tallennettu eri projektioihin, jotka eivät osu aivan yhteen. Ero on kuitenkin pieni.

Tilastolliset menetelmät. Sekä leveys- että syvyysaineisto ovat epänormaalisti jakautuneita, mikä on ristiriidassa useimpien tilastollisten menetelmien perusoletusten kanssa. Tämä ongelma on kuitenkin voitu kiertää yleistettyjen lineaaristen ja additiivisten mallien avulla. Suurempi ongelma voikin olla spatiaalinen autokorrelaatio, joka on lähes aina läsnä spatiaalisissa aineistoissa. Tilastolliset menetelmät olettavat havaintojen olevan toisistaan riippumattomia, mutta spatiaalisen autokorrelaation tapauksessa lähekkäin olevat havainnot ovat samankaltaisempia kuin kauempana olevat. Spatiaalista autokorrelaatiota ei ole erikseen testattu tai huomioitu tässä tutkimuksessa, mutta sen mahdollinen läsnäolo on hyvä tiedostaa.

8. Yhteenveto ja jatkotutkimusaiheita

Tämä tutkimus pyrki vastaamaan kolmeen kysymykseen:

1) Mitkä muuttujat vaikuttavat polkujen kulumiseen?

Mallinnuksen perusteella kaikilla selittävillä muuttujilla, jotka olivat tutkimuksessa mukana, on tilastollisesti merkittävä vaikutus. Nämä muuttujat ovat rinnekaltevuus, etäisyys, metsätyyppi ja maalaji. Paras itsenäinen selityskyky oli etäisyydellä, maalajilla ja poikittaisrinteellä. Mallien ennustuskky ei kuitenkaan ollut erityisen hyvä, joten joitain merkittäviä muuttujia jäi varmasti tutkimuksen ulkopuolelle.

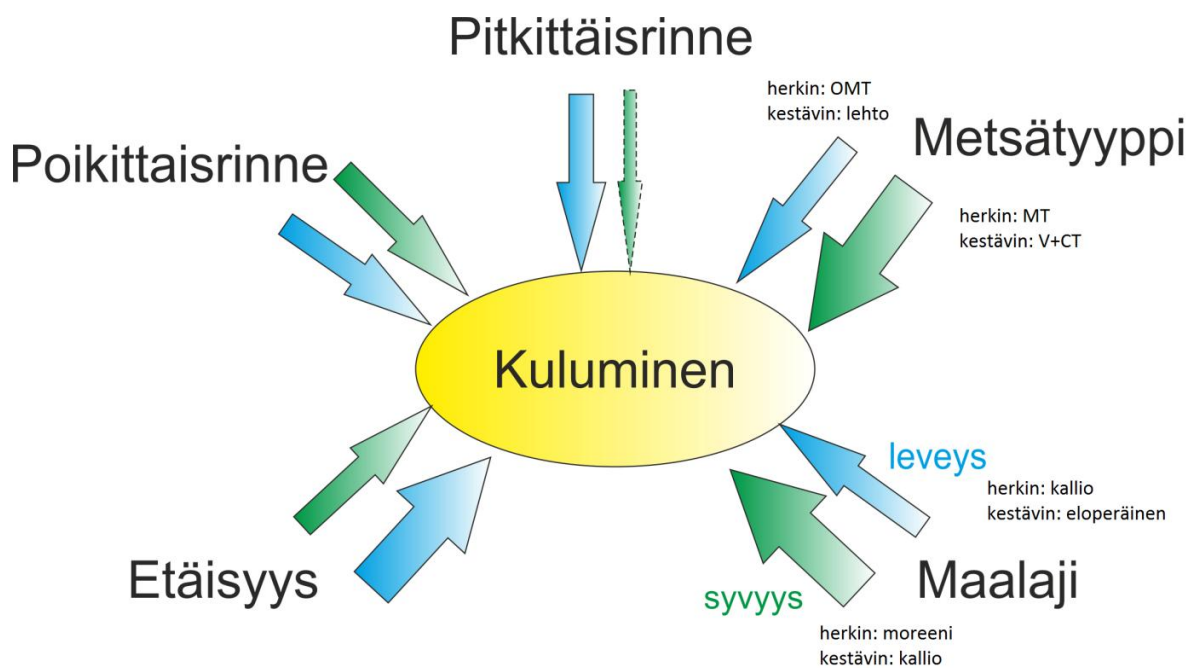
2) Vastaavatko saadut tulokset muussa kirjallisuudessa saatuja tuloksia?

Etäisyyden vaikutus leveyteen ja syvyyteen oli samankaltainen kuin kävijämäärien vaikutusta mittaavissa tutkimuksissa (kuvat 3 ja 31). Pitkittäisrinteen vaikutus oli hyvin heikko, vaikka aikaisemmissa tutkimuksissa sitä on pidetty yhtenä tärkeimmistä leveyteen ja syvyyteen vaikuttavista tekijöistä. Poikittaisrinteen vaikutusta ei ole paljon tutkittu aikaisemmin, joten tulosten vastaavuudesta on vaikea sanoa mitään. Metsätyyppi vaikutti voimakkaammin polkujen syvyyteen kuin leveyteen, mikä on vastoin aikaisempia

tutkimustuloksia. Myös maalaji vaikutti voimakkaammin syvyyteen kuin leveyteen, mikä vaikuttaisi olevan linjassa aikaisempien tutkimusten kanssa.

3) Miten tulokset tulisi ottaa huomioon Sipoonkorven suunnittelussa?

Tämän tutkimuksen tulosten perusteella ehdottaisin välttämään korkeuskäyrien suuntaisesti kulkevien polkujen rakentamista avokalliolle sekä tarkkailemaan muita korkeuskäyrien suuntaisesti kulkevia polkuja, jotta ne eivät kulu liian syviksi. Reittiviitoitusten parantaminen sekä portaiden ja pitkospuiden rakentaminen avokallioalueille voisi ehkäistä niiden kulumista. Varauksella suosittelisin myös sijoittamaan polut mieluummin turvealueille ja lehtoihin/niityille kuin lehtomaisille kankaille tai moreenimaille. Lisäksi retkeilyalueen suunnittelussa olisi hyvä ottaa huomioon, että kuluneita alueita löytyy myös suosittujen reittien ulkopuolelta, joissa olisi hyvä toteuttaa kulumisen seurantaa.



Kuva 31. Poikittäisrinteen, pitkittäisrinteen, metsätyypin, maalajin ja etäisyyden vaikutus polkujen leveyteen ja syvyyteen tämän tutkimuksen perusteella. Vertaamalla muuttujia kuvan 3 vastaaviin muuttujiin näkee eron tämän tutkimuksen ja aiempien tutkimusten tuloksissa. Pitkittäisrinteen vaikutus syvyyteen ei ollut tilastollisesti merkitsevä, joten se on merkitty katkoviivalla.

Vaikka tutkimuksessa tulikin esiin monia mielenkiintoisia yhteyksiä muuttujien välillä, paljon jäi vielä selvittämättä. Ainakin poikittäisrinteen yhteydestä kulumiseen olisi hyvä kerätä lisää tietoa. Aikaisemmissa tutkimuksissa on usein havaittu korkeuskäyrien suuntaisesti kulkevien polkujen olevan kapeampia kuin rinteiden suuntaisesti kulkevien,

mutta rinteiden jyrkkyyden vaikutusta ei ole erikseen huomioitu. Asiaa mutkistaa edelleen maalajin mahdollinen taustavaikutus. Suurempi otoskoko olisi tarpeen luotettavan yhteyden selvittämiseksi.

Myös muiden kulkumuotojen, kuten hevosten ja maastopyörien, vaikutus polkujen ja leveyteen Sipoonkorven alueella olisi kiinnostavaa tutkia. Tämä voi olla hankalaa, sillä esimerkiksi jalan kulkijat ja maastopyöräilijät käyttävät samoja polkuja, jolloin eri kulkumuotojen vaikutuksia voi olla vaikea erottaa toisistaan. Alkuun tarvittaisiin kartoitus niistä poluista, joilla pyöräilijät eniten liikkuvat, jotta vertailuaineistoa on ylipäättänsä mahdollista saada.

9. Lähteet

- Assouline, S., J. Tavares-Filho & D. Tessier (1997). Effect of soil compaction on soil physical and hydraulic properties: experimental results and modeling. *Soil Science Society of America Journal* 61, 390–398.
- Barthelmess, E. & M. Brooks (2010). The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation* 19, 1611–1629.
- Bates, G. H. (1935). The vegetation of footpaths, sidewalks, cart-tracks and gateways. *Journal of Ecology* 23, 470-487.
- Bates, G. H. (1938). Life forms of pasture plants in relation to treading. *Journal of Ecology* 26, 452-455.
- Bayfield, N. G. (1971a). A simple method for detecting variations in walker pressure laterally across paths. *Journal of Applied Ecology* 8(2), 533-535.
- Bayfield, N. G. (1971b). Some effects of walking and skiing on vegetation at Cairngorm. Teoksessa Duffey, E. & S. A. Watt (toim). *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation*, 469-485. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Bayfield, N. G. (1973). Use and deterioration of some Scottish hill paths. *Journal of Applied Ecology* 10, 635-644.
- Bayfield, N. G. (1979). Recovery of four montane heath communities on Cairngorm, Scotland, from disturbance by trampling. *Biological Conservation* 15, 165-179.

- Bayfield, N. G. & B. S. Brookes (1979). Effects of repeated use of an area of heather, *Calluna Vulgaris* (L.) Hull Moor at Kindrogan, Scotland, for teaching purposes. *Biological Conservation* 14, 31-41.
- Bearer, S., M. Linderman, J. Huang, L. An, G. He & J. Liu (2008). Effects of fuelwood collection and timber harvesting on giant panda habitat use. *Biological Conservation* 141, 385–393.
- Bell, K. L. & L. C. Bliss (1973). Alpine disturbance studies: Olympic National Park, USA. *Biological Conservation* 5, 25-32.
- Bjorkman, A.W. (1996). *Off-road bicycle and hiking trail user interactions: a report to the Wisconsin Natural Resources Board*. Wisconsin Natural Resources Bureau of Research, Madison, WI.
- Bluhdorn, D. R. (1985). Human trampling: its effects on the ground cover vegetation of Rose Gum Flat Picnic Ground, Brisbane Forest Park. Honours Thesis. Griffith University, Brisbane.
- von Boehm, A. (2010). Sipoonkorven kävijätutkimus 2009. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 126*. 74 s.
- Boucher, D. H., J. Aviles & R. Chepote (1991). Recovery of trailside vegetation from trampling in a tropical rainforest. *Environmental Management* 15, 257-262.
- Brady, N. C. & R. R. Weil (2002). *The nature and properties of soils*. 13 pain. 960 s. Pearson Education, Upper Saddle River, New Jersey.
- Bratton, S. P., M. G. Hickler & J. H. Graves (1979). Trail erosion patterns in Great Smoky Mountain National Park. *Environmental Management* 3, 431-45.
- Braun-Blanquet, J. (1928). *Pflanzensoziologie. Grundzuge Vegetationskunde*. Springer, Berliini.
- Brown, J. H. Jr., S. P. Kalisz & W. R. Wright (1977). Effects of recreational use on forested sites. *Environmental Geology* 1, 425-431.
- Buckley, R. C. (2009). *Ecotourism: Principles and Practices*. 368 s. CABI Publishing, Wallingford.
- Buckley, R. C. (2011). Tourism and environment. *Annual Review of Environment and Resources* 36, 397-416.

- Canaway, P. M. (1976). Fundamental techniques in the study of turf grass wear: an advance report on research. *The Journal of the Sports Turf Research Institute* 51, 104-115.
- Cassel, D. K. (1983). Effects of soil characteristics and tillage practices on water storage and its availability to plant roots. Teoksessa Raper, C. D., Jr. & P. J. Kramer (toim). *Crop Relations to Water and Temperature Stresses in Humid Temperate Climates*, 167–186. Westview Press, Boulder, CO.
- Cole, D. N. (1978). Estimating the susceptibility of wildland vegetation to trailside alteration. *Journal of Applied Ecology*, 15, 281-286.
- Cole, D. N. (1982). *Wilderness campsite impacts: effect of amount of use*. Research Paper INT-284. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Odgen UT. 34 s.
- Cole, D. N. (1983). *Assessing and monitoring backcountry trail conditions*. Research Paper INT-303. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Odgen, UT. 10 s.
- Cole, D. N. (1987a). Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA. *Biological Conservation* 40, 219-244.
- Cole, D. N. (1987b). Research on soil and vegetation in wilderness: A state-of-knowledge review. Teoksessa Lucas, R. C. (toim). *Proceedings - National Wilderness Research Conference: Issues, State-of-Knowledge, Future Directions*, 135-177. General Technical Report INT-220. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, UT.
- Cole, D. N. (1992). Modeling wilderness campsites: factors that influence amount of impact. *Environmental management* 16, 255-264.
- Cole, D. N. (1993). *Trampling effects on mountain vegetation in Washington, Colorado, New Hampshire, and North Carolina*. Research Paper INT-464. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, Odgen, UT. 56 s.
- Cole, D. N. (1995). Experimental trampling of vegetation. II. Predictors of resistance and resilience. *Journal of Applied Ecology* 32, 215-224.

- Cole, D. N. & R. K. Fichtler (1983). Campsite impact on three western wilderness areas. *Environmental Management* 7(3), 275–288.
- Cole, D. N. & D. R. Spildie (1998). Hiker, horse and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA. *Journal of Environmental Management* 53, 61-71.
- Coleman, R. (1981). Footpath erosion in the English Lake District. *Applied Geography* 1, 121-131.
- Connell, J. H. (1979). Tropical rain forests and coral reefs as open non-equilibrium systems Teoksessa Anderson, R. M., B. D. Turner & L. R. Taylor (toim). *Population dynamics*, 141-163. Blackwell, Oxford.
- Dale, D. & T. Weaver (1974). Trampling effects on vegetation of the trail corridors of North Rocky Mountain forests. *Journal of Applied Ecology* 11, 767-772.
- Duffey, E. (1975). The effects of human trampling on the fauna of grassland litter. *Biological Conservation* 7(4), 255-274.
- Eckert, R. E. Jr, M. K. Wood, W. H. Blackburn & F. F. Petersen (1979). Impacts of off-road vehicles on infiltration and sediment production of two desert soils. *Journal of Range Management* 32, 394-397.
- Evans, R. (1980). Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: an empirical viewpoint. Teoksessa Kirkby, M. J. & R. C. P. Morgan (toim). *Soil erosion*. Wiley, Chichester.
- Farrell, T. A. & J. L. Marion (2001). Trail impacts and trail impact management related to visitation at Torres del Paine National Park, Chile. *Leisure/Loisir* 26(1-2), 31-59.
- Frissel, S. S. Jr. & D. P. Duncan (1965). Campsite preference and deterioration in the Quetico-Superior canoe country. *Journal of Forestry* 63, 256-260.
- Grime, J. P. (1973). Control of species density in herbaceous vegetation. *Journal of Environmental Management* 1, 151-167.
- Guisan, A., T. C. Edwards Jr & T. Hastie (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157(2-3), 89-100.
- Hammitt, W. E. & D. N. Cole (1998). *Wildland recreation: ecology and management*. 2 pain. 361 s. John Wiley & Sons, Inc., New York.

- Harewood, A. & J. Horrocks (2008). Impacts of coastal development on hawksbill hatchling survival and swimming success during the initial offshore migration. *Biological Conservation* 141, 394–401.
- Harper, F. C., W. J. Warlow & B. L. Clarke (1961). *The forces applied to the floor by the foot in walking. I Walking on a level surface*. Research Paper 32. National Building Studies, HMSO, Lontoo.
- Hendee, J. C., G. H. Stankey & R. C. Lucas (1990). *Wilderness Management*. 546 s. North American Press, Golden, CO.
- Hill, W. & C. M. Pickering (2006). Vegetation associated with different walking track types in the Kosciuszko alpine area, Australia. *Journal of Environmental Management* 78, 24-34.
- Hillel, D. (2004). *Introduction to environmental soil physics*. 494 s. Elsevier Academic Press, Amsterdam.
- Holmes, D. O. & Dobson, H. E. M. (1976). *Ecological Carrying Capacity Research: Yosemite National Park, Part I. The Effects of Human Trampling and Urine on Subalpine Vegetation, and Survey of Past and Present Backcountry Use*. California University, Berkeley.
- Honkanen, J. (2006). Sipoonkorpi – luontoselvitys ja nykyinen virkistyskäyttö. 85 s. Vantaa.
- Jusoff, K. (1989). Physical soil properties associated with recreational use of a forested reserve area in Malaysia. *Environmental Conservation* 16, 339–342.
- Kangas, K, P. Sulkava, P. Koivuniemi, A. Tolvanen, P. Siikamäki & Y. Norokorpi (2007). What determines the area of impact around campsites? A case study in a Finnish national park. *Forest Snow and Landscape Research* 81(1/2), 139-150.
- Kellomäki, S. (1973). Ground cover response to trampling in a spruce stand of *Myrtillus* type. *Silva Fennica* 7, 96-113.
- Kellomäki, S. & V. L. Saastamoinen (1975). Trampling tolerance of forest vegetation. *Acta Forestalia Fennica* 147, 5-19.
- Kirkby, M. J. (1980). The problem. Teoksessa Kirkby, M. J. & R. C. P. Morgan (toim). *Soil erosion*, 1-16. Wiley, Chichester.

- Korhonen, K-H., R. Gardemeister & M. Tammirinne (1974). *Geotekninen maaluokitus*. Geotekninen laboratorio, tiedonanto 14. 20 s. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Otaniemi.
- Kostiainen, A., J. Ahtola, L. Koivunen, K. Korpela & T. Syrjämaa (2004). *Matkailijan ihmeellinen maailma – matkailun historia vanhalta ajalta omaan aikaamme*. 349 s. Suomalaisen Kirjallisuuden Seura, Helsinki.
- LaPage, W. F. (1967). *Some observations on campground trampling and groundcover response*. Research Paper NE-68. Northeastern Forest Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Upper Darby, PA. 11 s.
- Legg, M. H. & G. Schneider (1977). Soil deterioration on campsites: northern forest types. *Soil Science Society American Journal* 41, 437-441.
- Leung, Y-F. & J. L. Marion (2000). Recreation impacts and management in wilderness: a state-of-knowledge review. Teoksessa Cole, D. N., S. F. McCool, W. T. Borrie, J. O'Loughlin (toim). *Wilderness science in a time of change conference – Volume 5: Wilderness ecosystems, threats, and management; 1999 May 23-27; Missoula, MT*, 23-48. Proceedings RMRS-P-15-VOL-5. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Odgen, UT.
- Liddle, M. J. (1973). The effects of trampling and vehicles on natural vegetation. Ph.D. Thesis, University College of North Wales.
- Liddle, M. J. (1975a). A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. *Biological Conservation* 7, 17-36.
- Liddle, M. J. (1975b). A theoretical relationship between the primary productivity of vegetation and its ability to tolerate trampling. *Biological Conservation* 8(4), 251-255.
- Liddle, M. J. (1991). Recreation Ecology: effects of trampling on plants and corals. *Trends in Ecology and Evolution* 6, 13-17.
- Liddle, M. J. (1997). Recreation ecology: *The ecological impact of outdoor recreation and ecotourism*. 639 s. Chapman & Hall, Lontoo.
- Liddle, M. J. & P. J. Greig-Smith (1975). A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II Vegetation. *Journal of Applied Ecology* 12, 909-930.

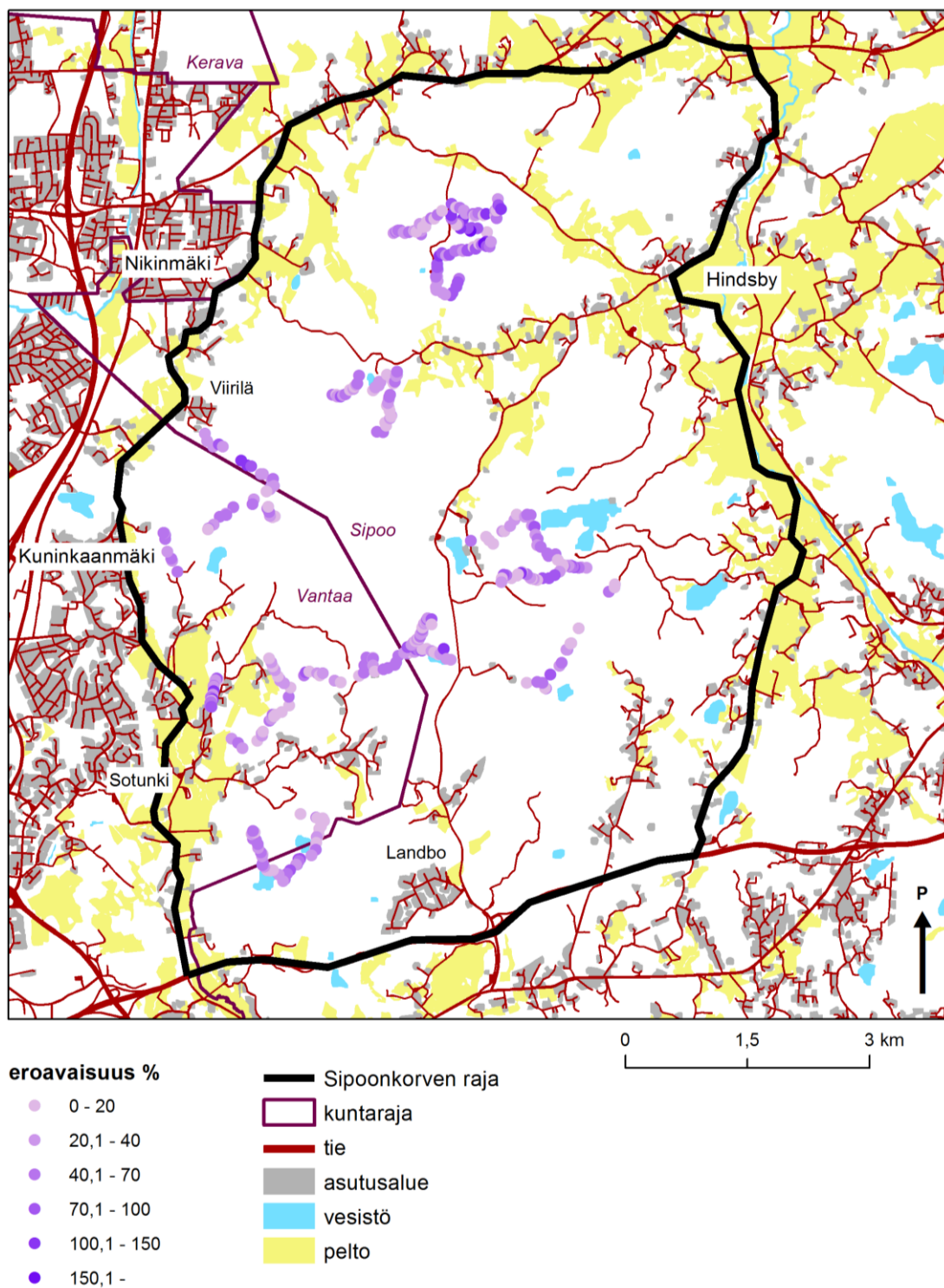
- Lutz, H. J. (1945). Soil conditions of picnic grounds in public forest parks. *Journal of Forestry* 43, 121-127.
- Mac Nally, R. (1996). Hierarchical partitioning as an interpretative tool in multivariate inference. *Austral Ecology* 21(3), 224-228.
- Malmivaara-Lämsä, M., L. Hamberg, I. Löfström, I. Vanha-Majamaa & J. Niemelä (2008). Trampling tolerance of understorey vegetation in different hemiboreal urban forest site types in Finland. *Urban Ecosystem* 11, 1-16.
- Manning, R. E. (1979). Impacts of recreation on riparian soils and vegetation. *Water Resources Bulletin* 15, 30-43.
- Marion, J. L. (1994). *An assessment of trail conditions in Great Smoky Mountains National Park. Research/Resources management Report*. USDI National park Service, Cooperative Park Studies Unit, Virginia Tech Department of Forestry, Blacksburg, VA.
- Marion, J. L. & D. N. Cole (1996). Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. *Ecological Applications* 6(2):520-530.
- Marion, J. L. & N. Olive (2006). *Assessing and Understanding Trail Degradation: Results from Big South Fork National River and Recreational Area*. USDI, U.S. Geological survey, Final Research Report. Virginia Tech Field Station, Blacksburg, VA.
- McCullagh, P. & J. A. Nelder (1989). *Generalized linear models*. 2 pain. 511 s. Chapman & Hall / CRC, Boca Raton.
- Meinecke, P. (1928). *The effect of excessive tourist travel on the California redwood parks*. 20 s. California Department of Natural Resources, Division of Parks, Sacramento.
- Metsähallitus (2014a). Käyntimäärät kansallispuistoittain 2011. 16.11.2014. <<http://www.metsa.fi/sivustot/metsa/fi/Eraasiatjaretkeily/Asiakastieto/Kayntimaarat/Kansallispuistoittain/Sivut/Kayntimaaratkansallispuistoittain2011.aspx>>
- Metsähallitus (2014b). Käyntimäärät kansallispuistoittain 2013. 16.11.2014. <<http://www.metsa.fi/sivustot/metsa/fi/Eraasiatjaretkeily/Asiakastieto/Kayntimaarat/Kansallispuistoittain/Sivut/Kayntimaaratkp2013.aspx>>

- Merriam, L. C. & R. F. Peterson (1983). *Impact of 15 years of use on some campsites in the Boundary Waters Canoe Area*. Minnesota Forest Research Note 282, University of Minnesota, St. Paul.
- Monti, P & E. E. Macintosh (1979). Effect of camping on surface soil properties in the boreal forest region of northwestern Ontario. *Soil Science Society American Journal* 43, 1024-1029.
- More, T.A. (1980). *Trail deterioration as an Indicator of trail use in an Urban Forest Recreation Area*. Research Note NE-292. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Broomall, PA.
- National Park Service (2014). Annual visitation summary report for: 2013. 12.11.2014. <[https://irma.nps.gov/Stats/SSRSReports/System_Wide_Reports/Annual_Visitation_Summary_Report_\(1979_-_Last_Calendar_Year\)?RptYear=2013&Fiscal=False](https://irma.nps.gov/Stats/SSRSReports/System_Wide_Reports/Annual_Visitation_Summary_Report_(1979_-_Last_Calendar_Year)?RptYear=2013&Fiscal=False)>
- Negro, M., M. Isaia, C. Palestini, A. Schoenhofer & A. Rolando (2010). The impact of high-altitude ski pistes on ground-dwelling arthropods in the Alps. *Biodiversity and Conservation* 19, 1853–70.
- Nepal, S. K. & P. Way (2007). Characterizing and comparing backcountry trail conditions in Mount Robson Provincial Park, Canada. *Ambio* 36(5), 394-400.
- Olive, N. D. & J. L. Marion (2009). The influence of use-related, environmental, and managerial factors on soil loss from recreational trails. *Journal of Environmental Management* 90, 1483-1493.
- Pickering, C. M., W. Hill, D. Newsome & Y.-F. Leung (2010). Comparing hiking, mountain biking and horse riding impacts on vegetation and soils in Australia and the United States of America. *Journal of Environmental Management* 91, 551-562.
- Pickering, C. M., S. Rossi & A. Barros (2011). Assessing the impacts of mountain biking and hiking on subalpine grassland in Australia using an experimental protocol. *Journal of Environmental Management* 92, 3049-3057.
- Quinn, N. W., R. P. C. Morgan & A. J. Smith (1980). Simulation of soil erosion induced by human trampling. *Journal of Environmental Management* 110, 155-65
- Richter, G. & J. F. W. Negendank (1977). Soil erosion processes and their measurement in the German area of the Moselle River. *Earth Surface Processes* 2, 261-278.

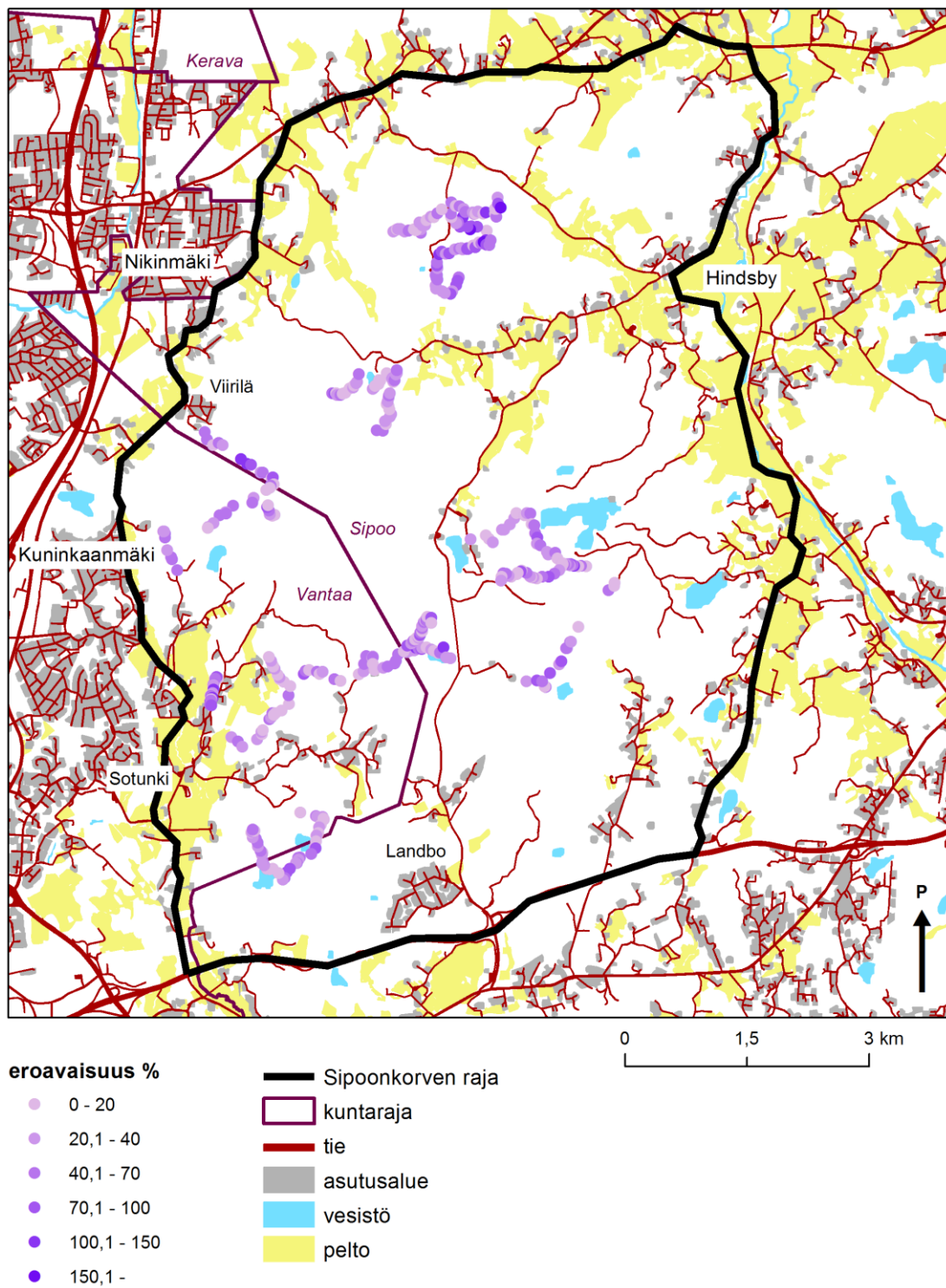
- Rolando, A., E. Caprio, E. Rinaldi & I. Ellena (2007). The impact of high-altitude ski-runs on alpine grassland bird communities. *Journal of Applied Ecology* 44, 210–219.
- Root, J. D. & L. J. Knapik (1972). *Trail conditions along a portion of the Great Divide trail route, Alberta and British Colombia Mountains*. Research Council of Alberta, Edmonton, Alberta.
- Sanecki, G. M., K. Green, H. Wood & D. Lindenmayer (2006). The implications of snow-based recreation for small mammals in the subnivean space in south-east Australia. *Biological Conservation* 129, 511–18.
- Selkimäki, M. & B. Mola-Yudego (2011). Estimating and modelling the resistance of nature to path erosion in Koli National Park, Finland. *Boreal Environment Research* 16, 218–228.
- Settergren, C. D. & D. N. Cole (1970). Recreation effects on soil and vegetation in the Missouri Ozarks. *Journal of Forestry* 68, 231–233.
- Sipoonkorven kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelma* (2013). 157 s. Metsähallitus.
- Slaughter, C. W., C. H. Racine, D. A. Walker, L. A. Johnson & G. Abele (1990). Use of off-road vehicles and mitigation of effects in Alaska permafrost environments: a review. *Environmental Management* 14, 63–72.
- Šomšák, L., F. Kubiček, I. Háberová & E. Majzlánová (1979). The influence of tourism upon the vegetation of the High Tatras. *Biologia (Bratislava)* 34, 571–582.
- Stillingfleet, B. (1759). *Observations on grasses in miscellaneous tracts relating to natural history, husbandry and physics*, Lontoo.
- Taylor, B. D. & R. L. Goldingay (2010). Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research* 37, 320–31.
- Thiel, D., S. Jenni-Eiermann, V. Braunisch, R. Palme & L. Jenni (2008). Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology* 45, 845–853.
- Todd, B. D., T. M. Luhring, B. B. Rothermel & J. W. Gibbons (2009). Effects of forest removal on amphibian migrations: implications for habitat and landscape connectivity. *Journal of Applied Ecology* 46, 554–561.

- Trew, M. J. (1973). The effects and management of trampling on coastal sand dunes. *Journal of Environmental Planning and Pollution Control* 1, 38-49.
- Törn, A., A. Tolvanen, Y. Norokorpi, R. Tervo & P. Siikamäki (2009). Comparing the impacts of hiking, skiing and horse riding on trail and vegetation in different types of forest. *Journal of Environmental Management* 9, 1427-1434.
- Vuolanto, S. & S. Tuhkanen (1982). *Luonnonolosuhteiden huomioonottaminen uusien asuinalueiden suunnittelussa, elollinen luonto. NEKASU B26. 213 s. YKJ yhdyskuntasuunnittelun jatkokoulutuskeskus, Otaniemi.*
- Wall, G. & C. Wright (1977). *The environmental impact of outdoor recreation.* Department of Geography Publication Series No. 11. University of Waterloo, Ontario.
- Weaver, T. & D. Dale (1978). Trampling effects of hikers, motor cycles and horses in meadows and forests. *Journal of Applied Ecology*, 15, 451-457.
- Wimpey, J. F. & J. L. Marion (2010). The influence of use, environmental and managerial factors on the width of recreational trails. *Journal of Environmental Management* 91, 2028-2037.

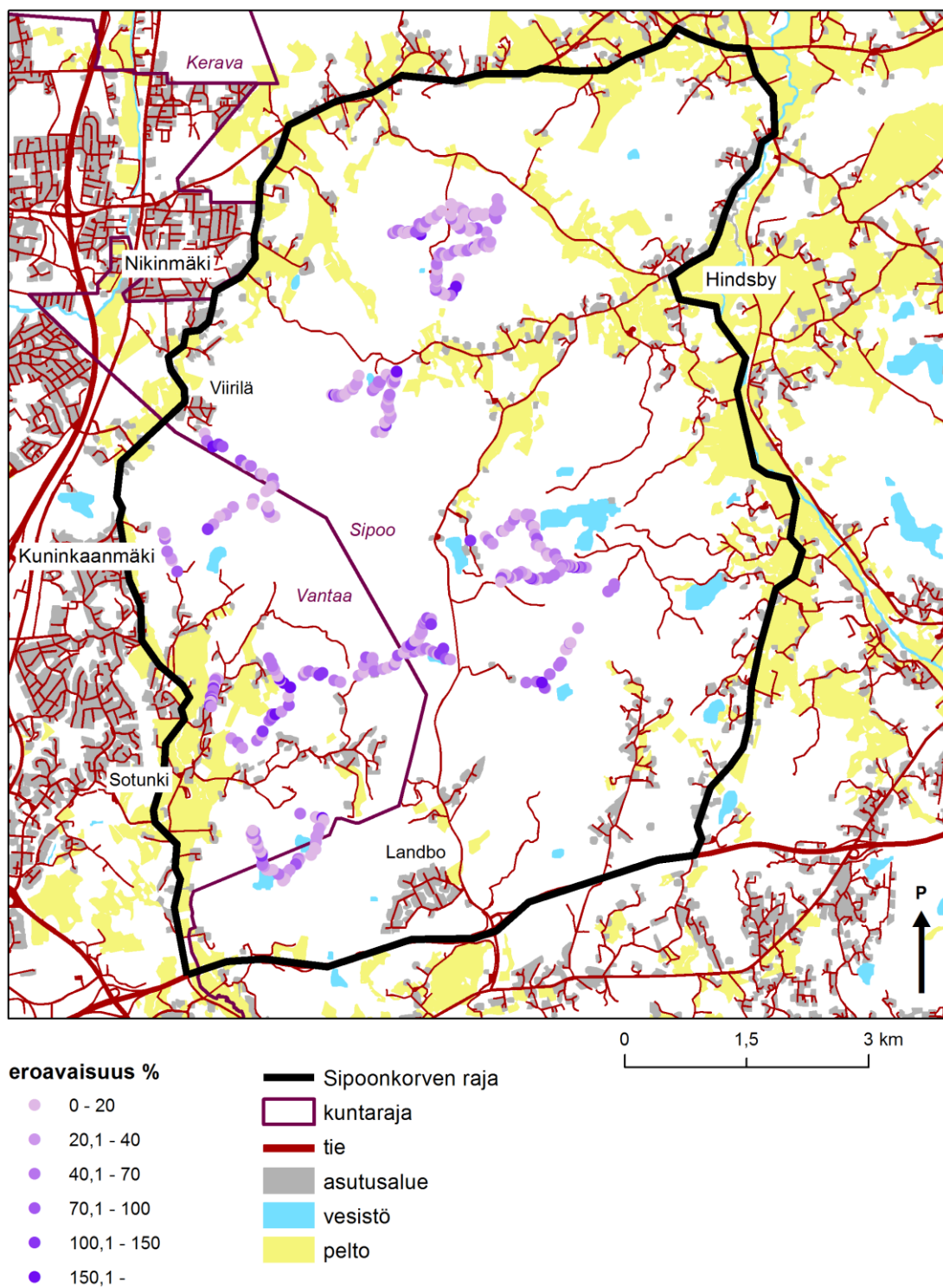
Liite 1. Havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen ero prosentteina GLM-metsätyyppi-leveys -mallissa. Mitä suurempi luku, sitä enemmän ennustetut arvot poikkeavat havaituista arvoista jompaankumpaan suuntaan (ennustetut arvot ovat joko pienempiä tai suurempia kuin havaitut arvot).



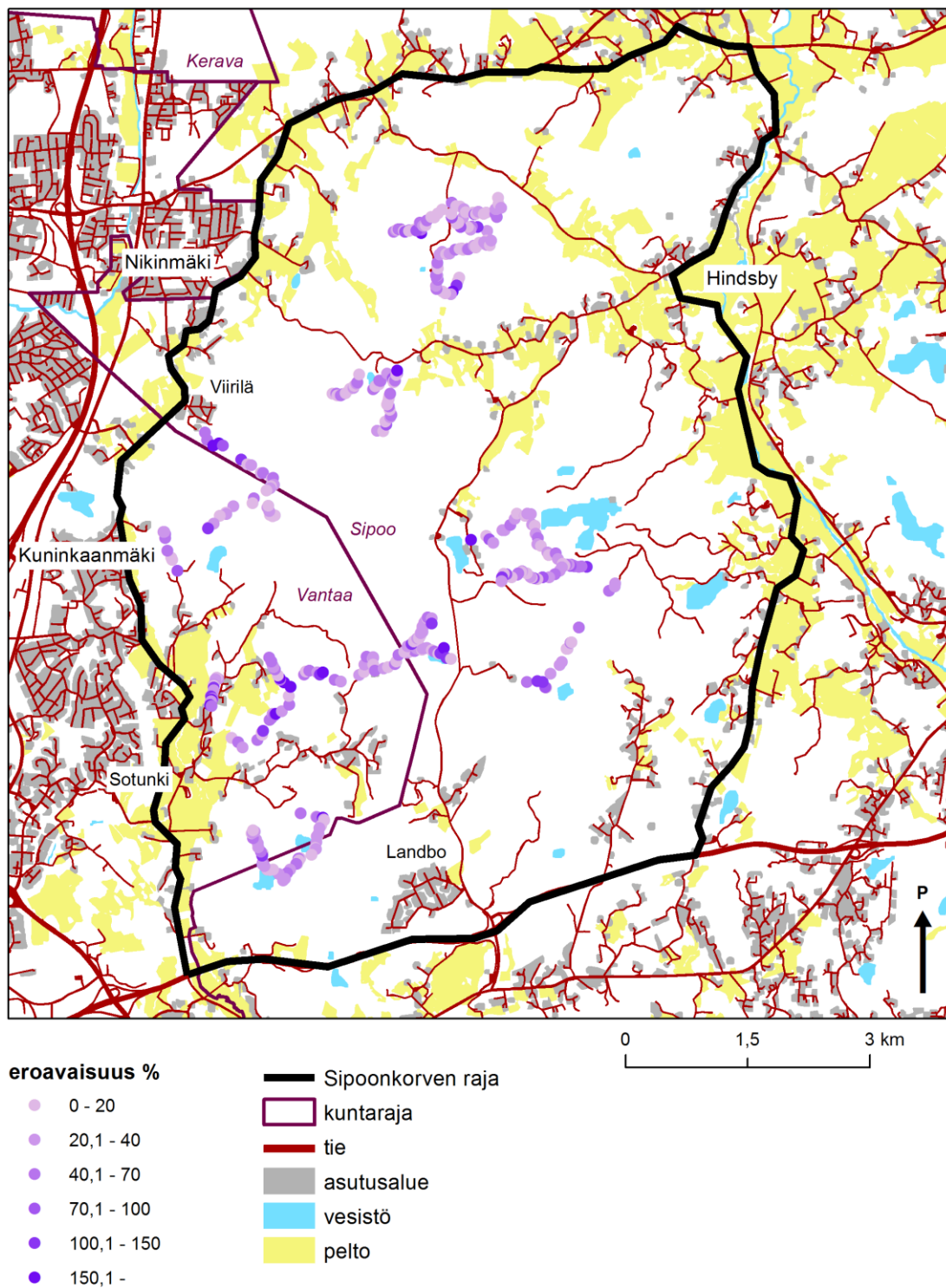
Liite 2. Havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen ero prosentteina GLM-maalaji-leveys-mallissa.



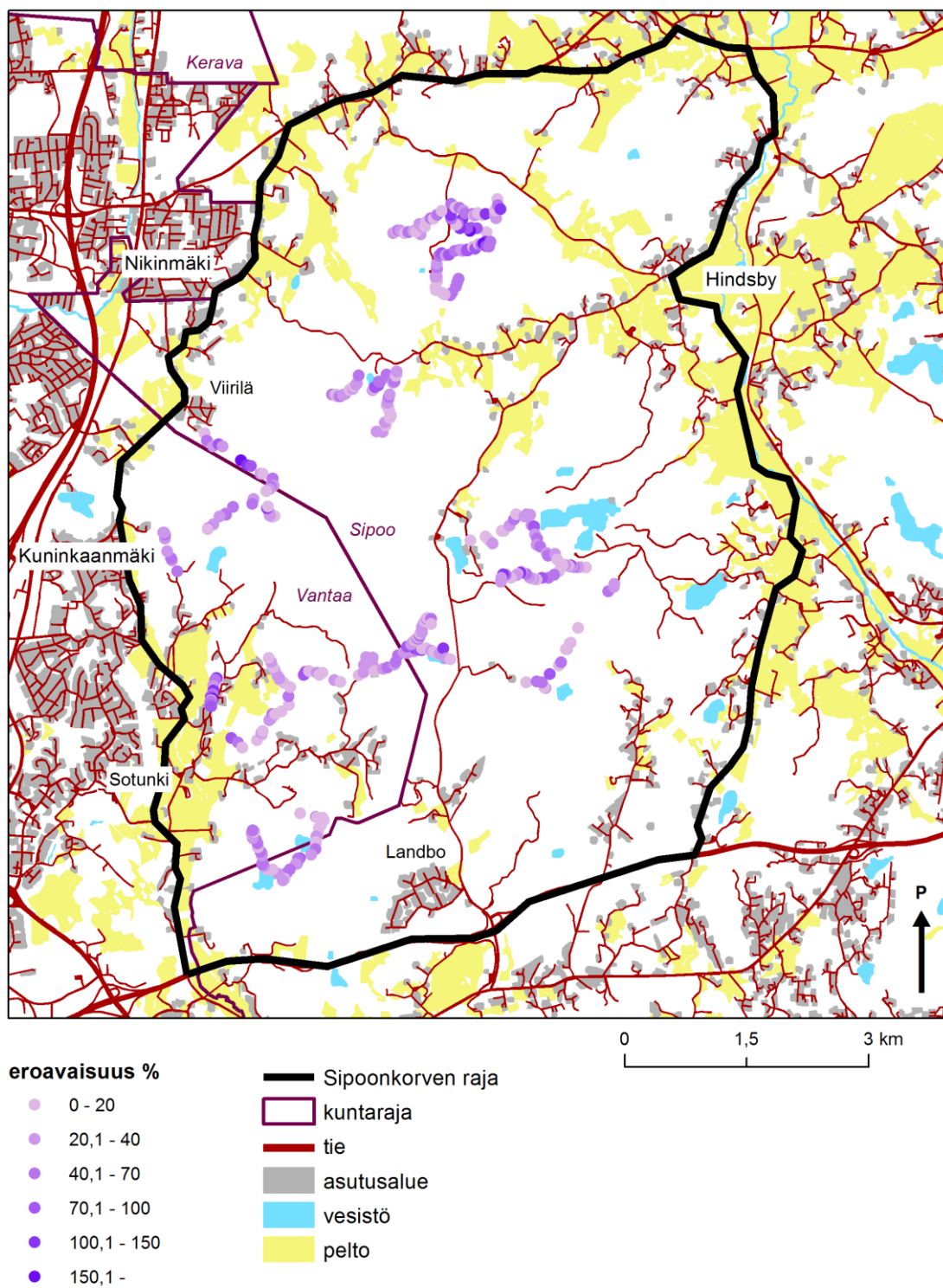
Liite 3. Havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen ero prosentteina GLM-metsätyyppi-
syvyys -mallissa.



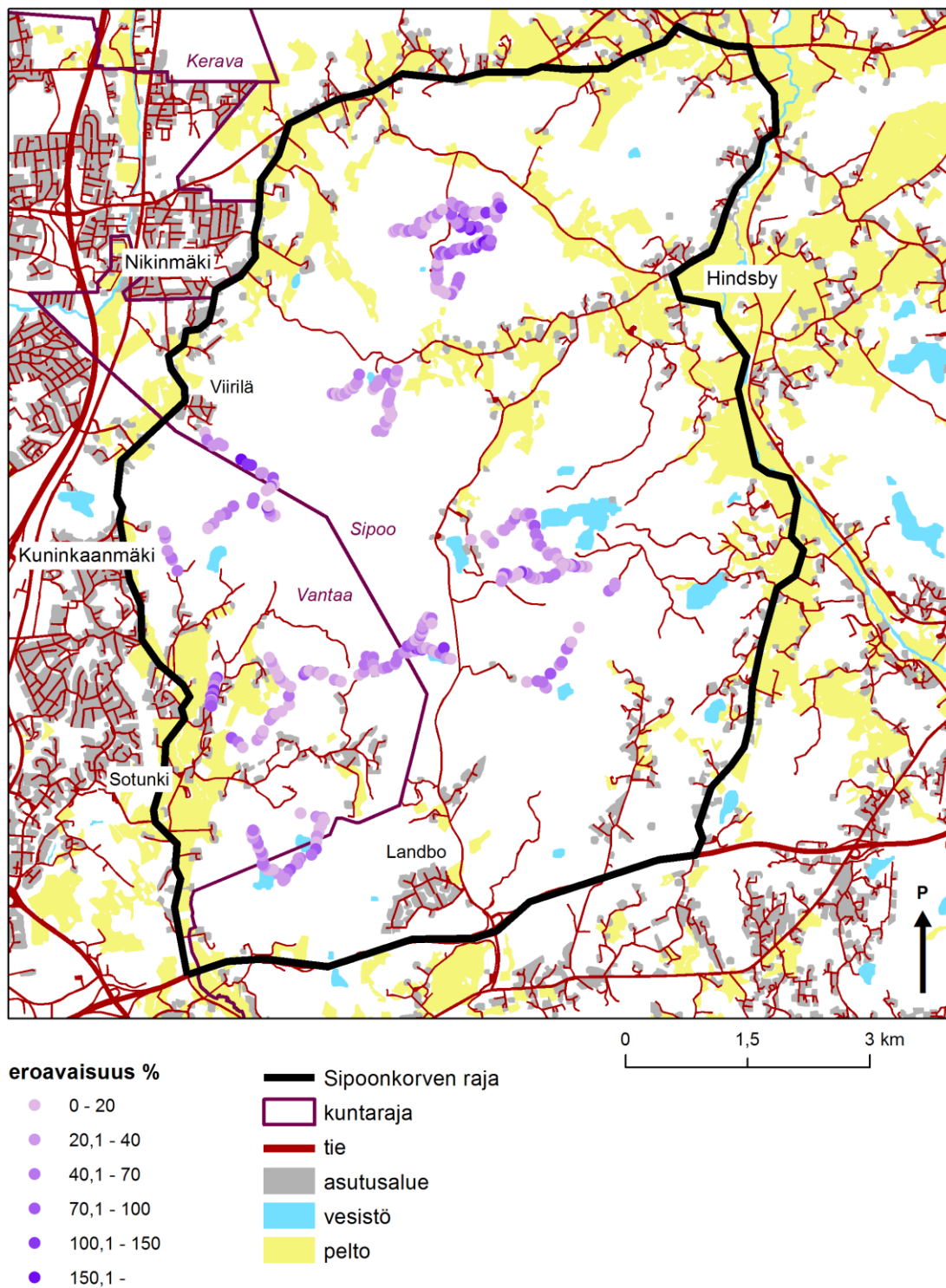
Liite 4. Havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen ero prosentteina GLM-maalaji-syvyys-mallissa.



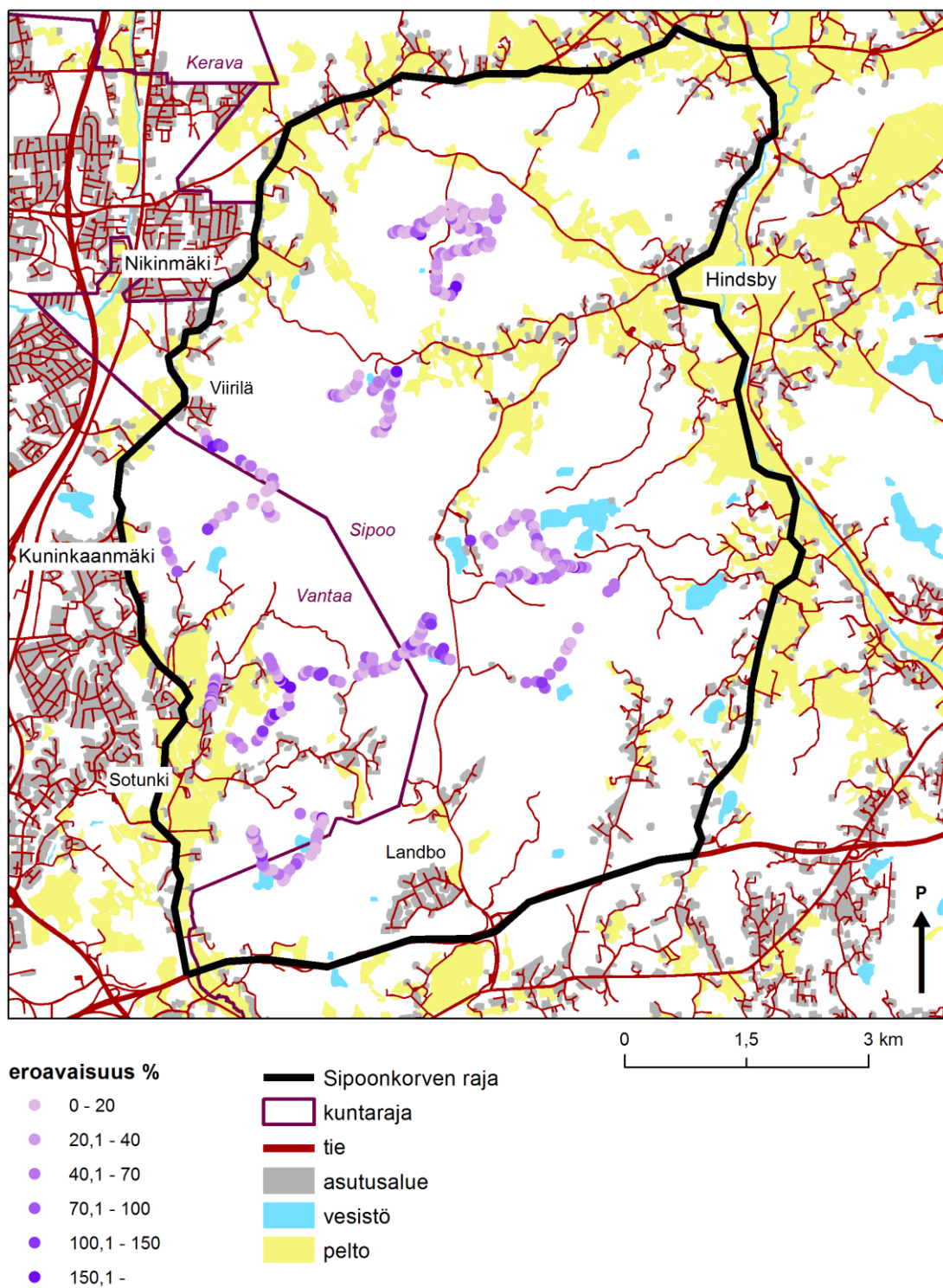
Liite 5. Havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen ero prosentteina GAM-metsätyyppi-
leveys -mallissa.



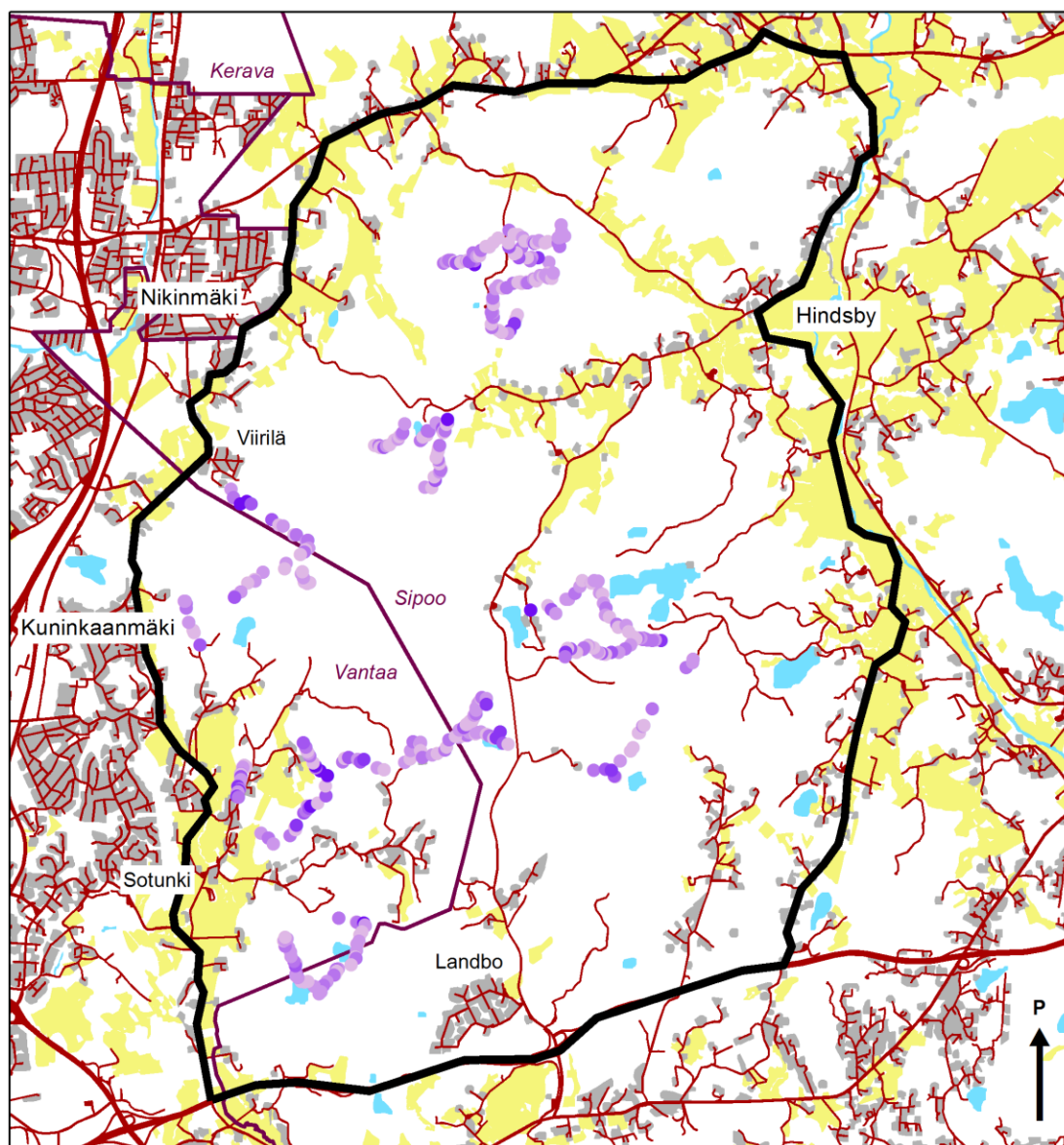
Liite 6. Havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen ero prosentteina GAM-maalaji-leveys-mallissa.



Liite 7. Havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen ero prosentteina GAM-metsätyypisyvyys -mallissa.



Liite 8. Havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen ero prosentteina GAM-maalaji-syvyys-mallissa.



eroavaisuus %

- 0 - 20
- 20,1 - 40
- 40,1 - 70
- 70,1 - 100
- 100,1 - 150
- 150,1 -

— Sipoonkorven raja

— kuntaraja

— tie

— asutusalue

— vesistö

— pelto

Liite 9. Mittauspisteiden koordinaatit sekä leveys- ja syvyytiedot.

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3397593	6687986	65	3,5
3397581	6688001	65	2,0
3397591	6688045	70	4,0
3397590	6688025	60	2,0
3397586	6688037	45	1,5
3397595	6688066	105	2,0
3397611	6688080	50	3,5
3397592	6688105	70	2,5
3397588	6688114	180	0,0
3397611	6688141	110	0,0
3397620	6688182	60	0,0
3397620	6688215	80	2,5
3397621	6688241	80	4,5
3397621	6688246	55	3,0
3397644	6688315	85	0,0
3397660	6688339	55	5,0
3397682	6688321	105	7,0
3398302	6688586	135	3,0
3398332	6688534	155	3,0
3398345	6688486	170	4,0
3398358	6688464	165	0,0
3398375	6688440	140	4,0
3398410	6688364	145	5,0
3398433	6688334	135	1,5
3398440	6688313	160	5,0
3398484	6688277	120	1,5
3398568	6688222	120	1,5
3398546	6688112	160	5,5
3398552	6688004	90	3,0
3398460	6687925	90	6,5
3398385	6687890	95	1,5
3398360	6687870	155	4,5
3398345	6687892	180	3,0
3398330	6687837	125	3,0
3398311	6687815	190	3,0
3398230	6687685	130	2,5
3398214	6687661	160	5,5
3398219	6687636	120	5,5
3398158	6687569	115	3,5

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3397978	6687480	250	0,0
3397925	6687541	265	3,5
3397843	6687596	90	11,0
3397004	6690129	160	4,0
3397018	6690131	150	7,0
3397026	6690104	235	6,0
3397028	6690053	190	3,5
3397055	6689896	180	8,5
3397100	6689815	210	6,0
3397111	6689784	160	5,0
3397179	6689654	300	18,0
3397552	6690173	95	2,5
3397555	6690184	140	4,0
3397624	6690230	60	4,0
3397697	6690328	55	5,0
3397779	6690349	160	4,0
3397774	6690363	110	5,0
3397862	6690445	180	4,0
3398097	6690482	145	4,5
3398115	6690545	120	3,5
3398273	6690637	80	5,5
3398292	6690450	65	5,0
3398280	6690431	70	0,0
3398304	6690389	50	0,0
3398312	6690340	60	5,0
3398372	6690334	75	6,0
3398347	6690321	75	5,5
3398316	6690668	140	4,0
3398326	6690695	70	5,0
3398364	6690707	80	7,0
3398362	6690711	75	4,5
3398352	6690793	40	3,0
3398337	6690782	95	4,5
3398228	6690853	80	7,0
3398199	6690854	70	7,0
3398082	6690950	50	9,0
3398034	6690963	40	6,0
3397960	6691021	40	2,5
3397734	6691189	145	2,5

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3397684	6691221	60	2,0
3397615	6691190	145	1,5
3397542	6691260	200	13,0
3397512	6691350	100	4,5
3398105	6686461	220	5,5
3398126	6686444	145	0,0
3398097	6686425	215	0,0
3398090	6686421	130	4,5
3398103	6686364	180	4,0
3398140	6686348	240	9,0
3398166	6686301	265	4,0
3398168	6686252	125	7,5
3398202	6686194	200	5,0
3398219	6686150	145	2,5
3398222	6686174	160	6,5
3398221	6686039	215	3,5
3398229	6686069	155	14,0
3398222	6686049	170	3,5
3398226	6686039	135	7,0
3398245	6686021	130	8,0
3398277	6685977	125	5,5
3398312	6685972	105	6,0
3398354	6685974	105	15,0
3398422	6685925	145	0,0
3398475	6685841	140	13,5
3398497	6685866	80	6,0
3398525	6685935	50	4,0
3398561	6685978	45	8,5
3398635	6686048	120	20,0
3398647	6686048	50	5,5
3398669	6686090	55	6,5
3398664	6686113	80	15,0
3398685	6686117	55	4,5
3398823	6686158	65	6,0
3398876	6686227	60	5,0
3398869	6686244	85	5,5
3398884	6686317	85	7,5
3398886	6686384	65	8,0
3398893	6686377	90	5,5
3398912	6686414	80	8,0

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3398918	6686487	80	6,5
3398943	6686516	90	6,0
3398980	6686582	115	5,5
3398976	6686595	95	0,0
3398961	6686613	70	1,5
3398894	6686618	105	5,0
3398882	6686628	65	8,5
3398688	6686666	120	11,0
3400301	6689001	125	2,0
3400297	6689067	70	7,5
3400252	6689075	100	16,0
3400248	6689068	65	5,5
3400237	6689035	110	0,0
3400224	6689034	140	3,5
3400207	6689014	100	0,0
3400189	6688967	135	4,0
3400187	6688940	75	0,0
3400184	6688902	135	3,5
3400165	6688886	100	0,0
3400157	6688851	65	5,5
3400143	6688838	105	6,0
3400143	6688820	75	5,0
3400123	6688821	85	4,5
3400103	6688801	100	6,0
3400081	6688782	75	2,5
3400053	6688751	75	2,5
3400006	6688726	60	4,0
3399962	6688653	80	5,5
3399890	6688618	180	3,0
3399862	6688534	70	5,5
3399847	6688505	180	24,0
3399765	6688467	55	6,0
3399709	6688452	70	4,0
3399601	6688425	80	9,5
3399580	6688498	105	2,0
3399581	6688577	65	3,5
3399579	6688587	130	3,0
3399576	6688575	70	6,5
3399502	6688596	55	3,0
3399473	6688500	50	0,0

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3399469	6688408	50	5,0
3399407	6688367	80	7,0
3399185	6688288	75	4,0
3399107	6688310	150	9,0
3398963	6688404	85	2,5
3398924	6688377	70	2,5
3398893	6688399	60	4,0
3398799	6688423	100	3,5
3398755	6688413	50	6,0
3398735	6688375	50	11,0
3401155	6689525	160	4,0
3401164	6689572	85	2,5
3401187	6689615	60	5,0
3401216	6689609	60	3,0
3401248	6689582	105	5,5
3401281	6689570	85	6,0
3401349	6689604	75	3,5
3401363	6689619	90	3,5
3401400	6689638	45	6,5
3401408	6689645	90	8,0
3401470	6689621	55	4,5
3401511	6689579	130	3,0
3401530	6689564	90	2,5
3401554	6689558	135	9,5
3401597	6689550	85	5,5
3401661	6689571	50	3,0
3401741	6689570	45	9,0
3401810	6689608	45	3,0
3401870	6689650	55	7,0
3401896	6689694	70	4,0
3401913	6689727	70	5,5
3401907	6689738	70	5,5
3401909	6689736	95	7,0
3401850	6689796	70	4,0
3401825	6689867	50	3,5
3401735	6689847	50	4,5
3401722	6689879	65	4,0
3401640	6689959	50	6,0
3401598	6689977	65	7,5
3401604	6690054	50	3,0

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3401578	6690106	60	4,0
3401568	6690206	50	5,0
3401565	6690204	55	5,0
3401532	6690221	125	3,5
3401518	6690350	160	8,0
3401476	6690355	70	7,5
3401448	6690327	70	6,0
3401446	6690330	130	3,0
3401348	6690356	90	5,5
3401318	6690288	105	0,0
3401265	6690216	140	3,5
3401193	6690149	145	4,5
3401170	6690151	215	3,0
3401058	6689996	155	8,0
3401008	6690038	100	3,0
3400970	6690082	140	5,0
3400781	6690032	90	2,0
3401932	6689715	45	5,0
3401951	6689725	50	9,0
3401985	6689727	50	6,5
3402007	6689713	45	3,0
3402010	6689728	45	5,0
3402037	6689717	45	5,0
3402053	6689703	40	1,5
3402109	6689698	45	10,0
3402137	6689705	50	1,5
3402205	6689701	45	2,0
3402553	6689495	50	3,5
3402545	6689460	50	3,5
3402479	6689404	45	3,0
3402105	6688955	65	8,0
3402015	6688773	50	4,5
3402006	6688768	40	3,0
3401959	6688689	45	5,5
3401968	6688694	45	4,5
3401899	6688530	40	0,0
3401873	6688491	50	0,0
3401760	6688383	40	0,0
3401660	6688285	135	2,0
3401694	6688221	75	2,5

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3401706	6688214	50	4,5
3401600	6688297	40	3,0
3401468	6688285	50	3,0
3400537	6688570	200	6,5
3400479	6688581	160	2,5
3400450	6688702	45	2,0
3400405	6688637	135	2,5
3400381	6688634	100	5,0
3400332	6688657	110	3,0
3400299	6688675	80	5,0
3400241	6688701	110	8,0
3400189	6688698	110	7,0
3400180	6688678	60	4,5
3400144	6688684	60	7,5
3400114	6688696	50	8,0
3400091	6688667	130	11,0
3400037	6688658	80	5,0
3400000	6688643	75	9,0
3401153	6694118	50	3,5
3401120	6694162	70	6,0
3401101	6694100	120	7,0
3401082	6694101	110	7,5
3401114	6694241	105	6,0
3401101	6694003	90	13,0
3401082	6694039	140	10,0
3400971	6694058	50	5,0
3400937	6694039	100	5,0
3400875	6694067	105	5,0
3400843	6694043	85	5,0
3400826	6694033	150	3,0
3400808	6694055	80	4,5
3400717	6694064	85	5,5
3400695	6694100	85	6,5
3400648	6694132	65	5,5
3400600	6694138	90	6,0
3400546	6694180	100	4,5
3400427	6694096	90	5,0
3400374	6694045	205	6,0
3400330	6694000	90	4,5
3400296	6694003	70	5,0

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3400239	6693958	105	3,5
3400226	6693903	100	5,5
3400193	6693898	70	4,0
3400153	6693935	80	3,5
3400110	6693839	100	3,0
3400093	6693846	60	5,0
3400083	6693849	90	5,0
3400020	6693833	50	4,5
3400018	6693835	85	2,5
3399970	6693821	135	3,0
3399957	6693829	55	6,0
3399916	6693852	55	3,5
3399892	6693851	50	3,5
3399873	6693849	70	4,5
3399858	6693836	50	7,0
3399833	6693821	55	3,5
3400168	6693850	60	3,0
3400169	6693804	55	1,5
3400543	6694039	45	4,5
3400545	6693999	65	3,0
3400605	6693925	100	4,5
3400625	6693932	70	4,5
3400654	6693877	45	3,0
3400683	6693400	50	4,0
3400744	6693881	60	5,0
3400774	6693846	40	4,0
3400795	6693884	55	3,5
3400860	6693878	80	2,5
3401030	6693711	70	4,0
3401012	6693654	60	5,5
3400974	6693662	55	6,5
3400941	6693694	55	8,5
3400968	6693711	55	6,0
3400978	6693830	90	4,0
3400915	6693678	60	5,0
3400884	6693687	100	4,5
3400840	6693625	50	4,5
3400838	6693644	105	5,0
3400814	6693647	85	7,5
3400750	6693606	50	3,5

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3400738	6693606	50	4,0
3400742	6693617	65	4,5
3400685	6693599	70	4,5
3400668	6693617	145	6,0
3400640	6693611	55	6,0
3400590	6693598	55	3,5
3400518	6693554	55	4,0
3400475	6693549	60	4,5
3400429	6693573	55	7,5
3400398	6693542	55	8,5
3400369	6693441	70	4,0
3400370	6693404	50	4,5
3400373	6693372	50	4,5
3400352	6693283	50	4,0
3400367	6693285	60	3,5
3400364	6693245	60	4,0
3400374	6693229	50	6,0
3400353	6693156	50	4,0
3400357	6693116	55	3,0
3400432	6693084	50	6,0
3400467	6693063	60	5,0
3400536	6693052	40	3,5
3400557	6693083	40	2,0
3400604	6693163	40	2,0
3400620	6693212	40	5,5
3400636	6693257	45	4,5
3399877	6692113	120	1,5
3399865	6692062	100	5,5
3399877	6692076	90	3,5
3399849	6691992	130	12,0
3399831	6691987	50	5,5
3399831	6691972	65	5,0
3399791	6691828	100	11,5
3399781	6691804	110	7,0
3399774	6691770	95	6,0
3399762	6691726	100	6,0
3399750	6691696	80	6,0
3399773	6691677	60	4,0
3399782	6691629	70	5,0
3399801	6691560	55	4,0

E	N	leveys (cm)	syvyys (cm)
3399807	6691572	50	5,0
3399787	6691542	60	7,0
3399730	6691487	75	6,0
3399740	6691448	70	2,5
3399706	6691371	45	4,5
3399630	6691376	50	3,5
3399822	6692016	50	3,0
3399817	6692005	50	4,0
3399752	6692075	50	4,0
3399669	6691983	45	3,0
3399657	6691989	45	3,0
3399648	6691943	40	4,0
3399609	6691921	40	4,0
3399598	6691902	60	11,0
3399581	6691885	55	10,0
3399408	6692067	130	5,0
3399385	6691967	105	3,5
3399374	6691956	100	6,0
3399349	6691928	70	4,5
3399341	6691900	105	3,5
3399296	6691891	55	5,5
3399242	6691834	45	5,5
3399210	6691825	50	3,5
3399183	6691811	45	3,0
3399160	6691809	45	6,0
3399139	6691811	60	2,0
3399132	6691831	65	3,5
3399109	6691823	45	2,0
3399079	6691829	40	4,5